MENACES POUR LES SOURCES D'EAU POTABLE ET LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES AU CANADA

Rapport n° 1, Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
ENVIRONNEMENT CANADA

Environnement Canada Environment Canada

NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX

© Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2001

On peut obtenir des exemplaires additionnels à l'adresse suivante :

Direction de la liaison scientifique
Institut national de recherche sur les eaux
Environnement Canada
867, chemin Lakeshore, C.P. 5050
Burlington (Ont.) L7R 4A6

Ou téléchargez une copie en format pdf du site de l'INRE à cette adresse : http://www.cciw.ca/nwri/

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre :

Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada

(Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE, ISSN 1499-5913 ; no 1)

Publ. aussi en anglais sous le titre : Threats to sources of drinking water and aquatic ecosystem health in Canada.
ISBN 0-662-86266-2
No de cat. En40-237/1-2001F

1. Eau potable – – Contamination – – Canada – – Congrès.
2. Eau – – Pollution – – Canada – – Congrès.
3. Eau – – Qualité – – Canada – – Congrès.
I. Institut national de recherche sur les eaux (Canada)
II. Coll.

TD226.T47 2001 363.6'1'0971 C2001-980363-X

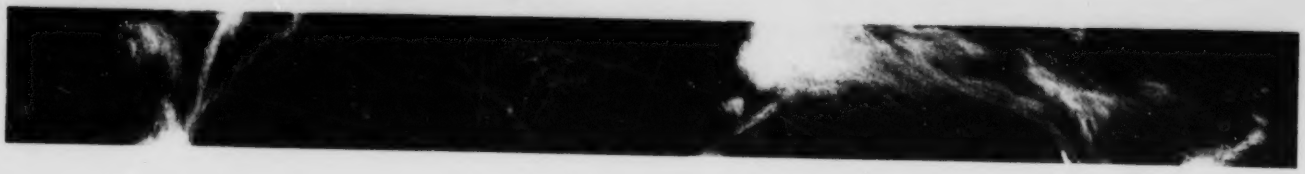
Référence correcte:

Environnement Canada. 2001. Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario. Rapport n 1, Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE. 87 p.

102-04911/

Table des matières

Avant-propos v
Sommaire vii
1. Pathogènes d'origine hydrique 1
2. Toxines algales et goût et odeur 5
3. Pesticides 9
4. Polluants organiques persistants et mercure 13
5. Substances perturbatrices du système endocrinien 19
6. Éléments nutritifs — Azote et phosphore 25
7. Acidification des eaux 29
8. Effets sur les écosystèmes des organismes génétiquement modifiés 37
9. Effluents des installations de traitement des eaux usées municipales 41
10. Rejets des sources ponctuelles industrielles 47
11. Eaux de ruissellement urbaines 53
12. Sites d'enfouissement et élimination des déchets 59
13. Effets de l'utilisation des terres pour l'agriculture et l'exploitation forestière 67
14. Sources naturelles de contaminants à l'état de traces 77
15. Effets des barrages et dérivations de cours d'eau et du changement climatique 83



Avant-propos

Des scientifiques et des gestionnaires de l'Institut national de recherche sur les eaux ont établi une liste de 13 menaces pesant sur les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques. Récemment, à l'occasion d'ateliers auxquels participaient des représentants de nombreux secteurs d'activité, on a examiné quatre de ces menaces, à savoir les éléments nutritifs, l'acidification, les substances perturbatrices du système endocrinien (SPSE) et les organismes génétiquement modifiés (OGM). Les neuf autres menaces sont les toxines algales, les pesticides, le transport à grande distance des polluants atmosphériques, les effluents des installations de traitement des eaux usées municipales, les rejets d'eaux usées industrielles, le ruissellement en milieu urbain, les pratiques de gestion des déchets solides ainsi que les changements de la quantité d'eau influant sur la qualité de l'eau en raison du changement climatique, des dérivations de cours d'eau et des événements extrêmes. L'Institut a tenu un atelier portant sur ces neuf menaces, qui a réuni 45 participants d'Environnement Canada et de nombreux autres organismes. Celles-ci ont formé des équipes qui ont examiné chacune des neuf menaces et produit des ébauches de courts rapports faisant état de la situation actuelle et des tendances et indiquant les besoins en matière de connaissances et de programmes concernant chaque menace. Certains des facteurs qui menacent les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques sont constitués de groupes de contaminants, qu'on pense aux pesticides par exemple, tandis que d'autres sont des sources de contaminants divers, comme les effluents des installations de traitement des eaux usées municipales. Pour cette raison, il existe un certain chevauchement entre plusieurs des menaces répertoriées, de sorte qu'il y avait une très grande interaction entre les équipes de participants à l'atelier. Après l'atelier, deux autres menaces ont été déterminées — les effets des pratiques agricoles et forestières sur les écosystèmes aquatiques et les contaminants d'origine naturelle — et deux équipes ont été formées pour les étudier et produire une ébauche de rapport à leur sujet. Le sommaire qui suit expose brièvement l'état de la question, les tendances ainsi que les besoins en matière de connaissances et en ressources pour les de programmes concernant chaque menace. Viennent ensuite les rapports sur les 15 menaces répertoriées.

Sommaire

1. Pathogènes d'origine hydrique

Les pathogènes d'origine hydrique peuvent nuire à la qualité de l'eau potable et de l'eau utilisée pour les loisirs, l'agriculture et l'aquaculture. Parmi les sources de pathogènes, on compte les effluents d'eaux usées municipales, le ruissellement en milieu urbain, les résidus agricoles et les espèces sauvages. Un événement ayant des répercussions sur l'eau potable qui s'est produit à Milwaukee, en 1993, a causé la mort de 54 personnes et 400 000 cas de maladie. De 1974 à 1996, on a enregistré plus de 200 éclosions de maladies infectieuses associées à l'eau potable au Canada. La contamination par des pathogènes de l'eau d'irrigation et des zones coquillères peut aussi présenter des risques aux réserves d'aliments pour les humains. Par ailleurs, on peut établir un lien entre la chute des populations d'amphibiens et la présence des pathogènes fongiques et viraux. Il faut étudier les conséquences de l'introduction de pathogènes microbiens dans l'environnement, car on en sait encore trop peu sur les sources, l'occurrence, les concentrations, la survie et le transport de certains microorganismes dans les milieux naturels. Il faut également accroître le financement nécessaire afin de valider de nouveaux outils moléculaires de détection des pathogènes, d'étudier l'écologie des pathogènes dans les écosystèmes aquatiques, de mieux prévoir les éclosions de maladies et d'améliorer les interventions en cas d'urgence. Le Canada devrait adopter une approche visant la prévention de la pollution par les pathogènes, sous la forme d'un programme de protection des sources d'approvisionnement en eau pour tous les importants plans d'eau douce.

2. Toxines algales et goût et odeur

Des toxines algales présentes dans l'eau utilisée pour l'abreuvement du bétail ont déjà causé la mort d'animaux et elles pourraient nuire à leur santé. Au Brésil, 50 personnes sont mortes en 1996 sous l'effet de telles toxines présentes dans de l'eau utilisée pour des traitements d'hémodialyse. Ces toxines peuvent s'attaquer au foie et au système nerveux ou irriter la peau, mais très peu ont été isolées et caractérisées jusqu'à présent. Il est rare qu'on puisse prévoir avec précision les proliférations d'algues bleues, mais celles-ci seraient reliées aux charges d'éléments nutritifs. Les problèmes liés au goût et à l'odeur de l'eau potable vont croissant partout dans le monde; ils sont attribuables à des microorganismes, notamment des bactéries et des champignons. On en connaît cependant encore très peu sur les propriétés toxicologiques des composés entrant dans la production du goût et de l'odeur. Ainsi, de tels problèmes, qui sont de plus en plus fréquents, se produisent en Colombie-Britannique, dans les provinces des Prairies, en Ontario et au Québec. Comme peu d'études sont menées sur les toxines présentes dans l'eau traitée et non traitée, il importe de dégager les tendances saisonnières des concentrations et de la production de ces toxines. Il faut en outre pousser l'étude des facteurs qui déclenchent les proliférations d'algues produisant des toxines. De même, on manque de connaissances sur les sources et les facteurs de déclenchement des composés qui produisent le goût et l'odeur. Enfin, peu de données ont encore été recueillies sur la chimie et le devenir biologique de ces composés, et il conviendrait d'étudier les risques que ceux-ci peuvent présenter pour la santé par voie de consommation, de contact avec l'épiderme et d'inhalation. Il serait souhaitable d'optimiser les technologies utilisées dans les installations de traitement de l'eau potable pour contrer les effets des toxines algales et des composés à l'origine du goût et de l'odeur de l'eau potable.

3. Pesticides

On a commencé à employer des pesticides chlorés synthétiques dans les années 1940 et 1950, mais ce n'est que dans les années 1960 et 1970 qu'on a constaté que ceux-ci posaient de graves problèmes environnementaux. Au Canada, 550 matières actives de pesticides sont homologuées en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, et l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire s'est engagée à réévaluer 400 pesticides en usage depuis longtemps (homologués avant 1995). Il est probable que la contamination des eaux souterraines et des eaux de surface s'intensifiera. Il importe donc de mieux connaître les sources, le devenir et les effets des pesticides et des produits de leur dégradation. Or, il n'existe pas de système intégré et coordonné pour la surveillance des pesticides au Canada. Avec le changement climatique, l'évolution des pratiques agricoles pourrait modifier les modes et habitudes d'utilisation des pesticides, et l'introduction de nouveaux ennemis des cultures au pays pourrait nous obliger à cibler davantage le recours à ces produits. Qui plus est, on ne connaît pas les incidences toxicologiques de l'exposition constante à de faibles concentrations de pesticides, sans compter qu'il faut mener des recherches sur l'analyse chimique de concentrations extrêmement faibles de ces substances. Par ailleurs, devant l'évolution récente au chapitre des organismes génétiquement modifiés, il faut déterminer les risques que présentent les pesticides génétiquement exprimés pour les cultures. Enfin, il faudra mener des recherches sur les méthodes d'évaluation des risques ainsi que sur l'efficacité des outils d'atténuation et de gestion des risques.

4. Polluants organiques persistants et mercure

Les polluants organiques persistants (POP) forment un groupe de produits chimiques qui se dégradent lentement dans l'environnement, s'accumulent dans les organismes vivants et possèdent des propriétés toxiques. Au Canada, il existe depuis longtemps d'importants réservoirs de nombreux POP. Le mercure est un élément naturel, mais il se comporte comme un composé organique semi-volatil et se déplace dans l'atmosphère presque entièrement sous forme gazeuse. Dans les collectivités du bassin des Grands

Lacs et de l'Arctique où l'on consomme beaucoup de poisson, même à de faibles teneurs en POP et en mercure, la dose journalière admissible peut être dépassée. En ce qui touche le biote, on a mesuré une augmentation du double de la teneur en mercure des œufs du guillemot de Brünnich dans l'Arctique entre 1975 et 1995. De nouveaux composés, comme des agents ignifugeants, sont employés pour la fabrication de plastiques, de peintures, de textiles et de dispositifs électriques. De 1981 à 1999, les concentrations de tels agents dans les œufs de goélands du lac Ontario ont augmenté par un facteur de 65. Le fait qu'on puisse détecter plusieurs anciens pesticides à des endroits très éloignés des zones où ils étaient utilisés permet de mettre en cause le transport à grande distance par voie atmosphérique. Des recherches s'imposent sur la toxicologie de composés des POP, comme le toxaphène, et il faut recueillir des données de base sur les propriétés physiques des nouveaux POP, en particulier dans le climat canadien. De plus, il importe d'accroître la capacité d'établir des liens entre les dosages des POP et leurs effets biologiques, et il faut raffiner les modèles de prévision des tendances que suivront les teneurs, dans l'environnement, des anciens et des nouveaux POP. Il règne encore de l'incertitude en ce qui concerne les sources anthropiques de mercure par rapport aux sources naturelles (il faut pouvoir mesurer avec précision les isotopes stables du mercure pour réduire cette incertitude), et des études approfondies du cycle biogéochimique de cet élément s'imposent.

5. Substances perturbatrices du système endocrinien

Les substances perturbatrices du système endocrinien (SPSE) peuvent avoir divers effets sur la croissance, le développement et la reproduction des organismes qui composent le biote, même à des concentrations extrêmement faibles, et ces effets peuvent se répercuter d'une génération à l'autre. Les SPSE comprennent des produits pharmaceutiques, des pesticides, des substances chimiques industrielles, des métaux et des composés naturels. On en trouve dans les effluents des municipalités, des exploitations agricoles, des usines de textile et de pâtes et papiers et des mines. Parmi les effets des SPSE, on compte des cas de malformation et de mortalité embryonnaire chez des oiseaux et des poissons ainsi que des cas d'affaiblissement des fonctions thyroïdiennes et immunitaires chez des oiseaux piscivores. En outre, on peut établir des liens entre des troubles cognitifs et neurocomportementaux chez des jeunes enfants par suite de l'exposition prénatale à des SPSE. Par conséquent, ces substances continueront de susciter un grand intérêt à l'échelle internationale. La recherche devrait cibler en priorité les sites, les secteurs et les populations qui présentent le plus grand potentiel d'occurrence des effets, en particulier les résultats fonctionnels relatifs à la croissance, à la reproduction et au développement aux stades critiques de la vie. Les programmes de suivi de l'état de l'environnement et de la santé humaine devraient être renforcés. Les résultats des tests en laboratoire doivent être reliés à leur portée écologique dans l'environnement, et il faut travailler de concert avec des organismes internationaux afin de valider les tests proposés pour la détection des effets des SPSE. Il faudra améliorer les connaissances sur les effets de faibles doses et les seuils et élaborer un cadre pour l'analyse des risques posés par les interactions des SPSE dans les mélanges et les effluents. Enfin, la prise de décisions devrait s'appuyer sur le principe de la valeur probante de la preuve.

6. Éléments nutritifs — Azote et phosphore

L'azote et le phosphore limitaient la productivité dans les écosystèmes aquatiques avant l'établissement des populations humaines et l'expansion de l'agriculture. La quantité d'azote et de phosphore disponible pour les végétaux a considérablement augmenté depuis : les quantités d'azote disponibles ont doublé depuis les années 1940 et les sources anthropiques de phosphore dépassent de beaucoup les sources naturelles. Ces augmentations des quantités d'azote et de phosphore peuvent accélérer l'eutrophisation des eaux de surface et des milieux humides et rendre les proliférations d'algues plus fréquentes et, ainsi, poser des risques pour les humains. La teneur en nitrates de l'eau potable a été dépassée dans les eaux souterraines dans beaucoup de régions du Canada. Par ailleurs, les pertes d'éléments nutritifs à partir des installations d'élevage intensif du bétail devraient s'accroître; de même, l'aquaculture est une source de plus en plus importante de rejet d'éléments nutritifs dans les eaux de surface. Il faut étudier comment les éléments nutritifs favorisent les proliférations d'algues et la production de toxines et causent des problèmes de goût et d'odeur. Il faut également évaluer les effets de l'exploitation forestière et de l'agriculture sur les pertes d'éléments nutritifs, sans compter qu'on comprend mal le rapport entre ces éléments et la biomasse végétale des cours d'eau. Il importe d'établir des lignes directrices sur les éléments nutritifs pour protéger les organismes aquatiques dans différents plans d'eau, d'élaborer des plans et des codes de pratique pour la gestion des éléments nutritifs dans des secteurs comme l'agriculture et l'aquaculture, et de mettre en application des plans de gestion dans certains bassins hydrographiques.

7. Acidification des eaux

Pendant nombre d'années, les recherches canadiennes ont été à l'avant-garde des travaux visant à déterminer les effets des pluies acides sur les eaux. Le consensus scientifique établi à cet égard a justifié les mesures de réduction des émissions de SO_2 et de NO_x prises au Canada et ailleurs dans le monde. Ainsi, le Canada et les États-Unis ont réduit grandement leurs émissions de SO_2, mais pas celles de NO_x. Il existe un lien entre le pH acide et l'altération des capacités reproductrices et la mortalité chez les poissons, qui modifient la qualité et la quantité des ressources alimentaires des oiseaux aquatiques. Les niveaux actuels de dépôt de SO_4^{2-} semblent indiquer que les charges critiques seront encore dépassées dans la plupart des lacs du Canada faisant l'objet d'un suivi, bien qu'on ait observé quelques cas de rétablissement naturel de communautés de poissons. Dans le sud-est du pays, les paramètres chimiques d'environ 76 000 lacs continueront d'être affectés si l'on ne réduit pas davantage les émissions de SO_4^{2-}.

Il faudra effectuer de nouveaux relevés pour évaluer les changements survenus; toutefois, on ne connaît pas l'état des lacs et de leurs bassins hydrographiques en ce qui touche la saturation en azote. On ne connaît pas non plus l'état de la réserve de cations basiques dans les sols et son taux de reconstitution, ni la taille et la réactivité de la réserve de soufre. Il faudrait modifier les modèles pour prendre en compte l'acidification par l'azote. De plus, des évaluations in situ de la toxicité d'épisodes d'acidification s'imposent. Il importe d'évaluer également les interactions du rétablissement des plans d'eau par suite de la réduction des retombées acides avec les futurs changements climatiques.

8. Effets sur les écosystèmes des organismes génétiquement modifiés

Au Canada, c'est dans les années 1990 qu'on a assisté à l'avènement d'organismes génétiquement modifiés (OGM), en particulier de cultures génétiquement modifiées. Ceux-ci se sont grandement répandus depuis, et la tendance devrait se maintenir. Les seuls OGM homologués au Canada à l'heure actuelle sont des microbes utilisés pour la restauration de sédiments et des cultures génétiquement modifiées. Aucune demande n'a encore été présentée pour l'homologation de poissons ou d'arbres génétiquement modifiés. Néanmoins, il importe d'étudier les effets cumulatifs à long terme sur la biodiversité de la dispersion d'OGM dans l'environnement. Il est important de déterminer le degré d'incertitude inhérent aux évaluations des risques à court terme et à petite échelle effectuées par les organismes de réglementation et d'établir une capacité de prévision suffisante par l'extrapolation de l'échelle du laboratoire ou de la petite parcelle à des échelles beaucoup plus grandes. De plus, on ne sait rien encore concernant les effets potentiels des résidus d'insectes issus du génie génétique sur les microorganismes et les invertébrés des sols et des cours d'eau. Il faudrait exploiter les outils moléculaires biologiques de diagnostic les plus sensibles pour élargir le champ des connaissances en ces matières.

9. Effluents des installations de traitement des eaux usées municipales

Les eaux usées municipales sont un mélange complexe de déchets humains, de solides en suspension, de débris et de divers produits chimiques provenant de sources résidentielles, commerciales et industrielles. Elles représentent la plus grande source d'effluents rejetés dans les eaux au Canada, laquelle continuera d'augmenter en raison de la croissance démographique et de la poursuite de l'urbanisation. On a décelé, dans ces effluents, la présence de divers contaminants, dont des SPSE, des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène et de beauté. Il faut pousser l'étude des sources, du devenir et de la distribution des substances d'intérêt prioritaire et des substances toxiques dans les installations de traitement des eaux usées municipales. Les boues produites aux stations d'épuration des eaux usées sont épandues sur des terres; il faut en déterminer l'impact sur les eaux superficielles et souterraines. Les critères, objectifs et normes relatifs au traitement et à l'élimination des eaux usées doivent être basés sur la capacité d'assimilation des eaux réceptrices. Enfin, il faut incorporer la planification de la gestion des eaux usées municipales à la gestion intégrée des bassins hydrographiques.

10. Rejets des sources ponctuelles industrielles

Industrie des pâtes et papiers

En 2000, l'industrie canadienne des pâtes et papiers comptait quelque 125 usines réparties à travers le pays; une usine type produit entre 90 et 130 millions de litres d'effluents par jour. Ces rejets entraînent la toxicité chronique pour les organismes aquatiques et l'eutrophisation. On s'attend à ce que le volume des effluents des usines de pâtes et papiers diminue, mais les concentrations pourraient augmenter. Des cas de détérioration de la couleur, de l'odeur et du goût de l'eau ont été signalés jusqu'à 900 km en aval d'usines de pâtes. Des effets des effluents sur le poisson sont signalés pour 80 % des usines de pâtes et papiers au pays.

Industrie minière

Le Canada compte quelque 900 sites miniers qui sont, ou ont été, exploités pour l'extraction de métaux communs, d'or, de potasse, de charbon et de minerai de fer, et la plupart se trouvent près de cours d'eau ou de plans d'eau douce dans des régions éloignées. Dans les mines en exploitation, les problèmes concernent notamment les effets résultant d'une exposition chronique à des métaux, à la bioaccumulation, à la contamination des sédiments et à la perturbation des fonctions endocriniennes. Il y a également des rejets de contaminants dans les eaux voisines à partir des mines fermées ou abandonnées. L'ouverture de nombreuses mines est envisagée dans des régions éloignées, comme l'Arctique, où les milieux naturels sont sensibles.

Industrie pétrochimique

Les produits pétrochimiques sont issus du forage pétrolier et gazier et de l'exploitation minière des sables bitumineux. Les activités d'extraction produisent peu de rejets directs dans le milieu aquatique, si ce n'est des sables bitumineux, mais les raffineries sont situées sur le bord de plans d'eau pouvant fournir l'eau de refroidissement. Beaucoup de produits pétrochimiques sont toxiques, hydrophobes et persistants, et les plans d'eau qui se trouvent à proximité contiennent souvent des sédiments fortement contaminés. On ignore encore les répercussions à long terme pour le biote des milieux aquatiques qui reçoivent les eaux de traitement des sables bitumineux, dont la production devrait tripler au cours des 20 prochaines années.

Les effets des rejets des usines de pâtes sur la qualité de l'eau potable demeurent largement inconnus, car on n'a pas encore identifié des agents causaux tels les SPSE. Il faut distinguer les effets naturels de ceux qui sont induits par l'industrie et inclure des

paramètres de mesure liés à l'eau potable dans les évaluations écologiques de la qualité de l'eau pour tous les rejets industriels. En outre, un programme de surveillance continue, comparable au programme de suivi des effets sur l'environnement des effluents des usines de pâtes et papiers, s'impose pour les industries minière et pétrochimique. Il importe également d'élaborer des évaluations des effets cumulatifs et de mettre l'accent sur la gestion intégrée des bassins hydrographiques. De même, les stratégies de gestion de l'environnement devraient intégrer des critères d'évaluation écologique. Il faudrait enfin encourager la mise au point de technologies novatrices pour réduire les incidences des effluents sur la qualité de l'eau.

11. Eaux de ruissellement urbaines

Les eaux de ruissellement urbaines transportées par les égouts, les canalisations de drainage et les cours d'eau finissent par être rejetées dans les plans d'eau récepteurs. Elles consistent en un mélange d'eaux pluviales, d'eaux d'égout brutes et de boues d'épuration dégraissées. Leurs effets sur la santé humaine se manifestent par la contamination de sources d'approvisionnement en eau potable, de poissons et de mollusques, d'eaux utilisées à des fins récréatives et d'aires propices au développement de vecteurs de maladies, comme l'encéphalite. À l'heure actuelle, les pratiques d'urbanisme ne sont pas écologiques quant à la qualité des eaux réceptrices. Des maladies infectieuses pourraient être propagées par des vecteurs présents dans les milieux humides des régions urbaines servant à la régularisation des eaux de ruissellement. Il importe de mieux comprendre les sources, les voies d'introduction et le devenir des contaminants et des polluants microbiens dans l'ensemble de l'environnement urbain. Il faut mettre à jour les données sur la composition des eaux pluviales d'orage. Une gestion intégrée du cycle de l'eau en milieu urbain s'avère indispensable tout comme des protocoles pour la protection des eaux urbaines contre tous les risques. Enfin, il faudrait élaborer des normes nationales sur la conception et l'exploitation des réseaux d'égout et de drainage urbains.

12. Sites d'enfouissement et élimination des déchets

Le Canada est l'un des pays industrialisés qui produit le plus de déchets solides. Ces déchets sont les sous-produits des activités agricoles, industrielles et commerciales ainsi que des travaux domestiques. Dans des collectivités qui s'approvisionnent en eau potable à partir d'aquifères, comme Elmira, en Ontario, Abbotsford, en Colombie-Britannique, et Ville-Mercier, au Québec, de mauvaises techniques d'élimination des déchets ont contribué à contaminer ces sources d'approvisionnement. La contamination des eaux souterraines peut produire des effets néfastes pendant des décennies, voire des centaines d'années. Il arrive souvent qu'on décèle la présence d'éléments nutritifs, de métaux et de composés organiques volatils dans des aquifères situés à plusieurs kilomètres des sites d'enfouissement. Selon des projections, les effets des résidus miniers pourraient durer pendant des décennies, des siècles et même des millénaires. Les contaminants présents dans le fumier incluent des nitrates et de l'ammoniac, des bactéries coliformes, du phosphore, des SPSE et d'autres produits pharmaceutiques pour animaux. Les biosolides provenant des installations de traitement des eaux usées, qui sont acheminés vers des sites d'enfouissement et épandus sur des terres, renferment les mêmes contaminants que les déchets animaux. Le volume de déchets des agglomérations augmente au gré de l'expansion de la population urbaine au Canada, et le nombre d'installations septiques continuera de connaître une progression considérable. Qui plus est, la quantité de déchets dangereux importés a augmenté elle aussi. Pendant ce temps, on manque d'information sur la mobilité des substances chimiques nouvelles, telles que les polluants organiques persistants et les SPSE présents dans les sites d'enfouissement, sur le transport des contaminants à travers l'interface eaux de surface-eaux souterraines et sur le dégagement d'éléments nutritifs et de métaux sur de longues périodes à partir des biosolides. Il faut assurer la mise en œuvre efficace de systèmes de traitement et de restauration des aquifères. Il convient d'établir de nouveaux règlements plutôt que des lignes directrices concernant l'élimination des déchets et d'harmoniser les règlements et lignes directrices entre tous les paliers de gouvernement. Enfin, il faut établir des cautions réalistes afin de résoudre les problèmes à long terme et de prendre en charge les sites désaffectés.

13. Effets de l'utilisation des terres pour l'agriculture et l'exploitation forestière

À l'heure actuelle, environ 12 % de l'ensemble du territoire canadien est aménagé pour l'exploitation forestière, alors que 7 % est consacré à l'agriculture et 1 % au développement industriel et urbain. L'exploitation forestière peut accroître les apports spécifiques d'eau, la concentration de solides en suspension et la température des cours d'eau, perturber le cycle des éléments nutritifs entre les sols et les arbres et faire augmenter les concentrations d'azote dissous, de carbone organique, de cations de base et de phosphore dans les cours d'eau et les lacs. On s'attend à ce que la coupe du bois se poursuive pour satisfaire à la demande du marché, mais on n'a évalué qu'en relativement peu d'endroits les répercussions hydrologiques, chimiques et biologiques des pratiques de gestion forestière sur les cours d'eau et les lacs. L'intensification de la production agricole a accru le risque de contamination de l'eau, et ce risque augmentera encore si l'on ne gère pas adéquatement les engrais minéraux, les pesticides et les fumiers. On décèle souvent la présence de pesticides dans les eaux qui s'écoulent en surface à partir de terres en culture. Il faut étudier les conséquences qu'ont les pratiques agricoles, pour l'environnement et la santé humaine, par suite de l'introduction d'éléments nutritifs, de pathogènes, de substances pharmaceutiques et de composés perturbateurs du système endocrinien dans les eaux superficielles et souterraines. En raison du manque de connaissances sur les cycles biogéochimiques et hydrologiques, il est impossible de prévoir les effets des changements apportés aux pratiques de gestion des terres agricoles et forestières sur les ressources en eau. Des fonds supplémentaires devront être consentis pour la validation des nouveaux outils de détection moléculaire, l'étude de l'écologie des pathogènes dans les écosystèmes aquatiques ainsi que l'amélioration de la prévision des éclosions

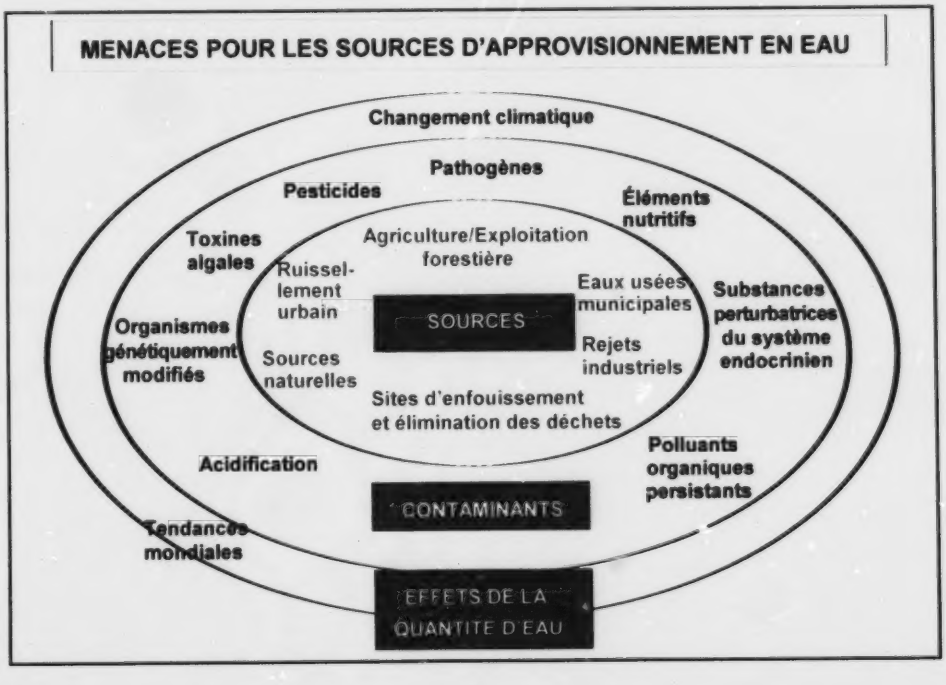
de maladies et des interventions en cas d'urgence. Il importe également de mettre en place des pratiques, des normes et des codes d'exploitation agricole et forestière crédibles sur le plan scientifique et assortis de mécanismes de mise en application appropriés, pour assurer la protection des eaux souterraines, des eaux de surface et du biote aquatique.

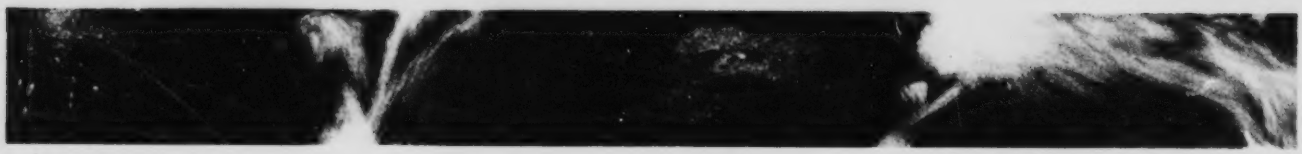
14. Sources naturelles de contaminants à l'état de traces

Il existe des sources naturelles géologiques d'éléments à l'état de traces dans bien des régions du Canada. Ces sources menacent les eaux superficielles et souterraines. Ainsi, dans les Prairies, la teneur en arsenic des eaux souterraines dépasse la limite de sécurité et, dans la région de Moncton, les concentrations de fluor sont élevées et les terrains granitiques présentent des niveaux de radioactivité et des teneurs en radon naturellement élevés. Les cartes des sources géologiques de contaminants montrent clairement où se trouvent les anomalies, mais elles sont loin d'être complètes. Il faut donc poursuivre la cartographie du paysage géochimique et la recherche sur la spéciation et la biodisponibilité des éléments à l'état de traces. De plus, les organismes en cause devront évaluer l'importance de la menace selon une approche horizontale.

15. Effets des barrages et dérivations de cours d'eau et du changement climatique

Les connaissances dont on dispose sur les impacts des rapports entre les changements de la quantité et de la qualité des ressources en eau sont principalement fondées sur des études concernant les effets observés des 600 barrages et des 60 grandes dérivations de cours d'eau entre bassins aménagés au Canada. Les changements des volumes d'eau influent également sur divers paramètres de la qualité de l'eau dans les bassins-réservoirs et en aval, et les dérivations de cours d'eau produisent aussi d'importants changements dans la qualité de l'eau. Les variations du climat peuvent elles aussi entraîner de grands changements dans la quantité des réserves d'eau et la qualité de l'eau. Par exemple, des relevés historiques révèlent que le dégel des lacs et des cours d'eau se produit plus tôt, et leur englacement plus tard, depuis quelques années. Au Canada, les températures et les précipitations augmenteront de plus en plus. Dans le bassin des Grands Lacs, on observera une baisse du débit annuel et des niveaux d'eau, mais une augmentation des inondations. Dans certaines régions, les installations de traitement des eaux usées existantes ne pourront vraisemblablement pas absorber le volume supplémentaire d'eau pluviale et résultant de l'écoulement des eaux d'égout. C'est dans les Prairies que l'assèchement du climat sera le plus prononcé. Dans des régions semi-arides comme celle-là, les grands cours d'eau pourraient devenir intermittents, tandis que beaucoup d'étangs et d'autres milieux humides disparaîtront complètement, tout comme des voies reliant des lacs. Il faut améliorer les scénarios de prévision du climat et réduire l'échelle des modèles de circulation planétaire pour les utiliser de concert avec les modèles hydrologiques et écologiques. Il importe de mieux comprendre les interactions entre les processus hydrologiques et les réponses biogéochimiques et entre l'évolution des régimes hydrologiques et la qualité des habitats aquatiques, de même que les effets des changements dans la quantité et la qualité des ressources en eau sur la structure et la fonction des écosystèmes. Il faudra étudier plus à fond les bilans hydriques dans les paysages touchés et utiliser de meilleures méthodes pour prévoir les effets du changement climatique sur le cycle hydrologique. Enfin, il sera nécessaire d'aménager ou d'améliorer des bassins pourvus d'instruments dans des régions représentatives et de créer un réseau canadien de recherche en hydroécologie.





1. PATHOGÈNES D'ORIGINE HYDRIQUE

Tom Edge,[1] James M. Byrne,[2] Roger Johnson,[3] Will Robertson[4] et Roselynn Stevenson[5]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Université de Lethbridge, Institut des ressources en eau, Lethbridge (Alberta)
[3]Santé Canada, Laboratoire de lutte contre les zoonoses d'origine alimentaire, Guelph (Ontario)
[4]Santé Canada, Division de la qualité de l'eau, Ottawa (Ontario)
[5]Université de Guelph, Département de microbiologie, Guelph (Ontario)

État de la question

L'émergence et la propagation des maladies infectieuses dans les populations végétales, animales et humaines constituent un problème au Canada et ailleurs dans le monde. L'eau est un élément commun dans l'écologie de bon nombre de pathogènes qui affectent ces populations. Les pathogènes d'origine hydrique peuvent menacer les approvisionnements en eau potable, les eaux utilisées à des fins récréatives, les eaux servant à l'agriculture et l'aquaculture ainsi que les écosystèmes aquatiques et la biodiversité.

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a déclaré que les maladies infectieuses étaient la principale cause de la mortalité humaine dans le monde (OMS, 1996). Bon nombre de ces maladies sont d'origine hydrique et ont des effets négatifs considérables dans les pays en développement. Bien que les pays développés aient mieux réussi à combattre les pathogènes d'origine hydrique, les problèmes relatifs à la qualité de l'eau sont encore courants au Canada et aux États-Unis. Selon des estimations américaines (ASM, 1999a), le Canada enregistrerait annuellement environ 90 000 cas de maladie et 90 décès à la suite d'infections aiguës d'origine hydrique. Les pathogènes d'origine hydrique peuvent présenter une menace importante pour la santé humaine, comme l'a démontré, l'année dernière, l'éclosion de Walkerton, en Ontario, où sept personnes sont décédées et 2500 sont tombées malades en raison de la contamination de l'eau potable. En 1993, à Milwaukee (Wisconsin), un incident similaire a causé la mort de 54 personnes et l'apparition de plus de 400 000 cas de maladie (Hoxie et al., 1997).

Santé Canada surveille les éclosions de maladies d'origine hydrique au pays depuis 1974. Entre 1974 et 1996, soit la dernière année pour laquelle des données sont disponibles, on a rapporté plus de 200 éclosions de maladies infectieuses associées à l'eau potable (Todd et Chapman, 1998). Plus de 8000 cas confirmés ont été reliés à ces éclosions. Toutefois, selon la gravité des symptômes, le nombre réel de cas pourrait être de 10 à 1000 fois plus élevé que le nombre de cas rapportés. L'attention du public a récemment été attirée sur les menaces posées à la qualité de l'eau potable par les bactéries (*E. coli* O157:H7 à Walkerton, en Ontario, en 2000), les protozoaires (*Toxoplasma gondii*, à Victoria, en Colombie-Britannique, en 1995) et les virus (hépatite A à l'île d'Orléans, au Québec, en 1995).

Des bactéries (principalement *Salmonella*, *Shigella* et *Campylobacter*) ont été responsables de 78 éclosions de maladies associées à l'eau potable au Canada entre 1974 et 1996. Des protozoaires et des pathogènes non identifiés ont été responsables de 59 et de 43 éclosions respectivement. Des entérovirus, principalement le virus Norwalk et le virus responsable de l'hépatite A, ont causé 23 éclosions. Le nombre d'éclosions dues à des protozoaires retient tout particulièrement l'attention. En 1990, le nombre total cumulé était de 20, mais les éclosions de ce type ont triplé depuis lors. La plupart de ces éclosions étaient dues à *Giardia*, mais une éclosion causée par *Cryptosporidium* a été rapportée pour la première fois au Canada en 1993. Depuis ce temps, on a enregistré des éclosions de lambliase et de cryptosporidiose dans toutes les régions du pays. En 1995, la première éclosion de toxoplasmose (*Toxoplasma gondii*) associée à l'approvisionnement municipal en eau potable a été rapportée en Colombie-Britannique. Le nombre important d'éclosions causées par des agents inconnus retient également l'attention. Il est probable que bon nombre d'entre elles étaient dues à des entérovirus d'origine hydrique.

Les pathogènes d'origine hydrique présentent également une menace pour les eaux utilisées à des fins récréatives et entraînent des maladies et des répercussions économiques dans différentes collectivités. Entre 1992 et 1995, 2839 fermetures de plages ont été rapportées pour 169 plages publiques situées au bord des lacs Ontario, Érié, Huron et Supérieur (Santé Canada, 1998). On sait que des pathogènes tels que *Cryptosporidium* et *Giardia* sont présents à travers le Canada dans des écosystèmes aquatiques qui sont utilisés à des fins récréatives et comme sources d'eau potable. Par exemple, une étude sur les pathogènes hydriques est en cours dans le sud de l'Alberta depuis le milieu de 1999 (J. Byrne, communication personnelle). Des chercheurs de Santé Canada et de l'University of Lethbridge surveillent la présence de populations de *Salmonella*, de *E. coli* 0157 :H7 et de coliformes,'coliformes fécaux dans le bassin de la rivière Oldman. Cette zone comprend un réseau étendu de canaux d'irrigation et sert également à l'élevage intensif du bétail. En 1999 et 2000, un certain nombre de ces pathogènes ont été identifiés, et leur densité a atteint un pic ces deux années, entre le milieu et la fin de l'été. À la fin de juillet 2000, des tests ont révélé la présence d'un ou

de plusieurs pathogènes dans presque la moitié des sites contrôlés, et les chercheurs ont trouvé *E. coli* 0157 :H7 à Park Lake, dans le parc provincial Park Lake, l'un des sites récréatifs les plus fréquentés du sud de l'Alberta. La densité de coliformes fécaux dans le bassin de la rivière Oldman dépassait généralement la norme prescrite dans les Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada dans la plupart des échantillons, et ce, souvent par un facteur de cinq ou plus.

On sait que la contamination des écosystèmes aquatiques par des pathogènes est attribuable à une variété de sources, notamment les effluents d'eaux usées municipales, les déchets agricoles et la faune. Cette contamination peut menacer les sources d'approvisionnement en eau utilisées en agriculture et en aquaculture. Par exemple, la contamination des eaux d'irrigation ou des zones de conchyliculture par des pathogènes peut entraîner des risques pour l'alimentation humaine. Ces risques peuvent avoir des répercussions importantes sur l'économie, les soins de santé, les échanges commerciaux et la lutte contre les maladies importées. Par ailleurs, l'aquaculture étant étroitement liée aux écosystèmes aquatiques, la présence de pathogènes dans les eaux d'approvisionnement risque d'affecter de façon importante la production de poissons comestibles destinés à la consommation intérieure et à l'exportation (Hedrick, 1998).

Un autre aspect important des maladies d'origine hydrique est la menace que peuvent présenter les pathogènes pour les écosystèmes aquatiques et la biodiversité. Comme pour les pathogènes humains, on se préoccupe de plus en plus des pathogènes qui s'attaquent à d'autres organismes du biote et de leur incidence sur la faune et la biodiversité au Canada et ailleurs dans le monde (CCWHC, 1999; Daszak et al., 2000). À titre d'exemple, des éclosions de botulisme causées par *Clostridium botulinum* ont entraîné des pertes importantes dans la population de sauvagine à travers le Canada. En outre, de nouveaux pathogènes fongiques et viraux ont contribué au déclin important des populations d'amphibiens dans le monde, depuis les grenouilles en Amérique du Sud jusqu'aux salamandres tigrées en Saskatchewan (Carey, 2000).

Les menaces réelles que présentent les pathogènes pour la qualité de l'eau potable et pour les écosystèmes aquatiques demeurent inconnues, bien qu'elles soient probablement sous-estimées. Elles s'accompagnent de préoccupations croissantes à l'égard des pathogènes en tant que facteurs étiologiques de maladies chroniques telles que les ulcères, les cancers et les maladies cardiaques pour lesquelles, jusqu'à présent, on ne soupçonnait pas l'intervention d'agents infectieux (ASM, 1999b). Il faut accroître la surveillance et mener d'autres recherches scientifiques pour mieux comprendre la nature de ces menaces.

Tendances

L'émergence et la propagation des pathogènes d'origine hydrique constitueront sans doute un problème grandissant au Canada et ailleurs dans le monde. L'accroissement de la densité des populations humaines, allié à l'expansion rapide et à l'intensification de l'élevage du bétail et de la volaille, causera des problèmes importants en ce qui concerne la gestion des déchets animaux et humains. Les menaces possibles associées à la « pollution par les pathogènes » devront faire l'objet d'une étroite surveillance, car on peut prévoir, à l'avenir, une augmentation des rejets de pathogènes végétaux, animaux et humains dans les écosystèmes aquatiques, et ce, à partir d'une grande variété de sources, dont les suivantes : eaux usées municipales, fosses septiques, épandage de boues d'épuration sur les sols, débordements d'égouts pluviaux, résidus d'abattoirs et d'usines d'équarrissage, déchets d'élevage, sites d'enfouissement, établissements de recherche et de fabrication utilisant des produits biologiques. Les efforts de surveillance devront également être axés sur le devenir des gènes responsables de la virulence et de la résistance aux antibiotiques des micro-organismes rejetés dans les écosystèmes aquatiques. La propagation de la résistance aux antibiotiques par le transfert de gènes conduit à l'émergence de pathogènes qu'il est de plus en plus difficile et onéreux de combattre.

L'accroissement de la densité des populations humaines et des exploitations agricoles entraîne également une réduction de l'espace disponible pour les populations fauniques et une élévation du risque d'amplification et de dissémination des pathogènes de la faune dans les sources d'approvisionnement en eau potable et dans celles d'approvisionnement en nourriture qui sont tributaires de l'eau. Il est également possible que de nouvelles sources de pathogènes apparaissent à partir des déchets biomédicaux, ou même de l'utilisation des armes biologiques, et conduisent à la contamination des sources d'eau potable et des écosystèmes aquatiques.

Ensemble, ces sources de pathogènes exerceront une pression plus importante sur une infrastructure de traitement des eaux usées qui est vieillissante et inadéquate au Canada. Il faudra élaborer une stratégie pour gérer les risques que poseront, pour la santé humaine, l'agriculture, l'aquaculture et les écosystèmes aquatiques, les quantités croissantes de déchets potentiellement infectieux qui devront être stockés, manipulés, transportés, traités et éliminés.

La mondialisation du trafic des voyageurs et des échanges commerciaux exercera également une pression croissante sur notre capacité d'évaluer et de gérer la menace présentée par des matières ou des organismes potentiellement infectieux, qui pourraient être introduits dans les écosystèmes aquatiques canadiens à la suite d'une importation. Les pathogènes peuvent traverser les frontières par la nourriture, les eaux de lest des navires et les voyageurs. L'introduction d'espèces exotiques dans les écosystèmes aquatiques peut également mener à la dissémination de pathogènes étrangers connexes. La dérivation de cours d'eau, la modification des pratiques agricoles et des habitudes d'utilisation de l'eau et les changements climatiques mondiaux peuvent créer d'autres menaces pour la qualité de l'eau associées à la présence de pathogènes. Les facteurs climatiques et les conditions météorologiques peuvent influer sur la prévalence et la transmission des maladies infectieuses par leurs effets sur des vecteurs tels que les moustiques ainsi que sur les réservoirs de pathogènes et sur les hôtes.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

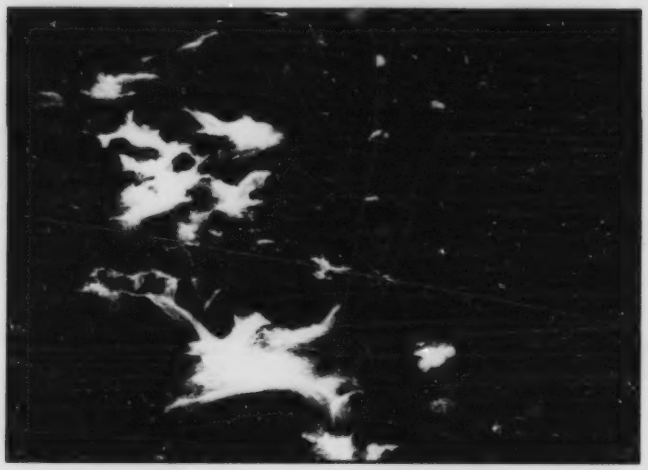
On a mené un nombre considérable de recherches pour étudier les menaces que présentent les rejets de produits chimiques toxiques sur la qualité de l'eau. En comparaison, peu d'efforts ont été consentis pour étudier les conséquences possibles des

rejets de pathogènes microbiens dangereux dans l'environnement. En raison de la capacité unique qu'ont les microorganismes de se reproduire rapidement, d'évoluer, de transférer leurs gènes et de se disperser de manière inhabituelle, il faut recueillir de nouvelles données et adopter de nouvelles approches pour comprendre, évaluer et gérer les menaces potentielles que posent les pathogènes d'origine hydrique pour la santé environnementale et humaine. L'American Society for Microbiology (ASM) a récemment attiré l'attention des chercheurs sur les pathogènes d'origine hydrique en déclarant que la lutte contre la pollution de l'eau menée par les États-Unis au cours des deux dernières décennies avait été centrée sur les risques présentés par les produits chimiques et ce, en occultant les risques importants associés aux polluants microbiens (ASM, 1999a). L'ASM considère que la pollution microbienne de l'eau aux États-Unis est de plus en plus critique pour la santé publique et environnementale, et que les recherches scientifiques et les évaluations des risques actuelles ne répondent pas adéquatement à ce problème. En outre, l'ASM a indiqué que les pathogènes d'origine hydrique présentaient des menaces de plus en plus importantes en raison des modifications des habitudes d'utilisation de l'eau, de la pollution croissante de l'eau, du vieillissement des installations de traitement des eaux usées, de la désuétude des protocoles d'évaluation des risques et du manque de connaissance des sources, de l'occurrence, des concentrations, des conditions de survie et du transport de microorganismes spécifiques dans l'environnement.

À l'heure actuelle, on dispose de peu de données de surveillance et de peu de connaissances sur les pathogènes d'origine hydrique au Canada. Il faudra améliorer la surveillance et approfondir la recherche pour comprendre et réduire les sources de pathogènes qui pénètrent dans les écosystèmes aquatiques ainsi que les facteurs épidémiologiques associés aux éclosions de maladies infectieuses. Par exemple, il faut étudier plus à fond l'écologie des pathogènes dans les écosystèmes aquatiques, notamment leurs conditions de survie, leur transmission, leurs réservoirs, leurs gammes d'hôtes et leurs réponses adaptatives aux conditions environnementales. Ce besoin en connaissances est particulièrement aigu pour les pathogènes non humains et pour les menaces qu'ils pourraient présenter pour les écosystèmes aquatiques et la biodiversité. Les préoccupations concernant les maladies infectieuses et l'attention portée à ces dernières ont surtout reposé sur une perspective centrée sur la santé humaine et sur l'agriculture. À l'heure actuelle, notre compréhension scientifique du problème des maladies infectieuses présente de sérieuses lacunes lorsqu'il est transposé dans une perspective plus vaste centrée sur les écosystèmes.

La détermination et la gestion des menaces que présentent les pathogènes d'origine hydrique nécessiteront également la mise au point de techniques de détection efficaces. La valeur et les limites des indicateurs habituellement utilisés, comme le dénombrement des coliformes, doivent être évaluées, car ces indicateurs ne permettent pas de déterminer avec précision la présence de certains protozoaires et pathogènes viraux (OECD, 1999). Parallèlement, il faudra élaborer, évaluer et valider de nouveaux outils moléculaires pour la détection des pathogènes, comme les techniques d'amplification par la polymérase et de jeu ordonné de microéchantillons d'ADN (DNA microarrays). Les avancées rapides réalisées dans des domaines tels que la génomique offrent la possibilité d'élaborer de meilleurs outils de détection des pathogènes. Une partie intégrante de l'examen effectué par la Commission Krever au sujet du « désastre » associé à la contamination des réserves de sang canadiennes par des pathogènes concernait la responsabilité des gouvernements de surveiller étroitement les avancées ayant trait aux techniques de détection des pathogènes et d'appliquer ces techniques en temps opportun pour prévenir les éclosions de maladies infectieuses.

- Les responsables des programmes canadiens de gestion de l'eau doivent adopter une approche visant la prévention de la pollution de l'eau par les pathogènes, mettre l'accent sur l'importance de la protection des eaux d'approvisionnement et définir les sources de contamination de l'eau. Le Canada doit mettre en place un programme de protection des eaux d'approvisionnement pour tous les grands cours d'eau.
- Le Canada doit élaborer un programme national de surveillance pour : i) la cueillette et l'analyse de données de base sur les pathogènes d'origine hydrique; ii) le relevé de zones sensibles qui devront être ciblées pour la recherche et la surveillance.
- Il faut réexaminer les systèmes de gestion des eaux usées et les systèmes d'approvisionnement en eau au Canada pour envisager la mise en place d'une réglementation et de lignes directrices améliorées permettant de prévenir la contamination des écosystèmes aquatiques par les pathogènes.
- On a besoin d'un soutien stratégique pour améliorer le financement de la recherche sur les pathogènes d'origine hydrique au Canada afin : i) d'évaluer la valeur des indicateurs actuels de la présence de pathogènes; ii) d'élaborer et valider de nouveaux outils de détection moléculaires; iii) de mieux comprendre l'écologie des pathogènes dans les écosystèmes aquatiques; iv) de mieux comprendre les facteurs de risque environnementaux pour prédire les éclosions de maladies; v) d'évaluer la capacité actuelle d'intervention d'urgence en cas de contamination.
- Le Canada doit établir un réseau pour la recherche sur les pathogènes dans les écosystèmes aquatiques.
- Tous les ordres de gouvernement doivent faire en sorte que les préoccupations relatives à la prévention de la pollution par les pathogènes soient intégrées dans les autres programmes de gestion de l'eau.



Il est nécessaire de protéger les étendues douces contre les pathogènes qui représentent une menace pour les sources d'approvisionnement en eau potable, les eaux récréatives, les sources d'eaux pour l'agriculture et l'aquaculture ainsi que les écosystèmes aquatiques en général.

Références

American Society for Microbiology (ASM). 1999a. « Microbial pollutants in our nation's water ». Washington (D.C.). American Society for Microbiology. 16 p.

American Society for Microbiology (ASM). 1999b. « Congressional briefing – infectious disease threats ». Washington (D.C.). American Society for Canadian Cooperative Wildlife Health Centre (CCWHC). 1999. « Emerging diseases ». Wildlife Health Centre Newslett. 6(1): 3-4.

Carey, C. 2000. « Infectious disease and worldwide declines of amphibian populations, with comments on emerging diseases in coral reef organisms and in humans ». Environ. Health Perspect. 108: 143-150.

Daszak, P., A.A. Cunningham et A.D. Hyatt. 2000. « Emerging infectious diseases in wildlife – threats to biodiversity and human health ». Science 287: 443-449.

Hedrick, R.P. 1998. « Relationships of the host, pathogen, and environment: implications for diseases of cultured and wild fish populations ». J. Aquat. Animal Health 10: 107-111.

Hoxie, N.J., J.P. Davis, J.M. Vergeront, R.D. Nashold et K.A. Blair. 1997. « Cryptosporidiosis – associated mortality following a massive waterborne outbreak in Milwaukee, Wisconsin ». Am. J. Public Health 87(12): 2032-2035.

Organisation mondiale de la santé (OMS). 1996. Rapport sur la santé dans le monde 1996 : Combattre la maladie, promouvoir le développement. Genève, l'Organisation.

Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). 1999. « Molecular technologies for safe drinking water: results from the Interlaken workshop », Suisse, 5-8 juillet 1998. s.l., Directorate for Science, Technology and Industry, 26 p. DSTI/STP/BIO(98)11/FINAL.

Santé Canada. 1998. Indicateurs sanitaires pour les résidants du bassin des Grands Lacs. Ottawa, Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.

Todd, E.C.D. et P. Chapman. 1998. Intoxications alimentaires et maladiesd'origine hydrique au Canada : Sommaires annuels 1974-1996. Laval:Publications Polyscience Inc.

2. TOXINES ALGALES ET GOÛT ET ODEUR

Murray Charlton,[1] Michele Giddings,[2] Charles Holmes,[3] Wayne Carmichael[4] et Jeff Ridal[5]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Santé Canada, Division de la qualité de l'eau et de la microbiologie, Ottawa (Ontario)
[3]Université de l'Alberta, Département de biochimie, Edmonton (Alberta)
[4]Wright State University, Département des sciences biologiques, Dayton (Ohio)
[5]Institut des sciences environnementales du fleuve St. Laurent, Cornwall (Ontario)

État de la question

Toxines algales

Les algues bleues (cyanobactéries) et d'autres types d'algues produisent des toxines qui, en quantité suffisante, peuvent provoquer la mort d'animaux et présenter des risques pour la santé des Canadiens (Chorus et Bartram, 1999). Les cyanobactéries s'accumulent dans les étangs, les lacs, les réservoirs et les cours d'eau de faible débit à travers le monde. Les proliférations d'algues sont composées de grands nombres de cellules ou de filaments, souvent regroupés en colonies. Ces cellules peuvent renfermer des toxines appelées cyanotoxines. Lorsque les masses d'algues remontent vers la surface de l'eau, on parle d'écume de surface ou de fleurs d'eau. Bien qu'on ignore jusqu'à quel point les proliférations de cyanobactéries se produisent au Canada, on sait qu'elles apparaissent surtout durant les mois chauds d'été et qu'elles sont assez courantes dans les provinces des Prairies ainsi que dans d'autres étendues d'eau ailleurs au pays. Les cyanotoxines sont des poisons naturels emmagasinés dans les cellules de certaines espèces de cyanobactéries. Ces toxines peuvent être divisées en plusieurs catégories : certaines d'entre elles attaquent le foie (hépatotoxines), d'autres le système nerveux (neurotoxines), d'autres encore irritent simplement la peau (dermotoxines). Elles sont habituellement libérées dans l'eau lorsque les cellules se lysent ou meurent. On a isolé et caractérisé la plupart des cyanotoxines. On élabore des méthodes de détection, en particulier la détection rapide, pour mieux connaître ces toxines et, notamment, pour découvrir celles qui posent un problème au Canada et les conditions qui favorisent leur production.

Microcystines hépatiques — peptides cycliques

On a identifié 65 types de microcystines. Les problèmes de toxicité sont principalement associés aux proliférations de cyanobactéries (algues bleues) par temps chaud. Bien que les algues bleues ne demandent pas nécessairement des teneurs élevées en éléments nutritifs (eutrophisation), la turbidité des eaux eutrophes présente des conditions propices à ces algues, qui peuvent ajuster leur flottabilité pour recevoir un éclairement adéquat. Il est difficile de surveiller les algues bleues et leurs toxines car les algues flottantes peuvent se concentrer par un facteur de 1000 ou plus sous l'effet du vent et même former des écumes dans la portion abritée des étendues d'eau. Toutes les proliférations d'algues bleues ne sont pas toxiques, même chez les espèces connues pour leur production de toxines (Chorus et Bartram, 1999). Il est rare qu'on puisse prédire avec fiabilité la prolifération des algues bleues, mais l'importance des proliférations semble partiellement reliée aux charges d'éléments nutritifs. Il est difficile, voire impossible de prédire la production de toxines; les espèces susceptibles d'en produire sont toutefois connues. Malheureusement, il existe peu de biologistes formés en phycologie qui seraient en mesure d'identifier les algues. On a relevé des cas menaçants pour les humains dus aux microcystines dans l'eau potable (Winnipeg, Regina, centre de l'Alberta), dans des eaux utilisées à des fins récréatives et dans des sources d'irrigation ou d'abreuvement du bétail. Les problèmes sont particulièrement sérieux dans les étangs et les fosses-réservoirs où il n'existe pas d'autre source d'alimentation en eau. La présence des toxines n'est pas limitée aux eaux fortement eutrophes ou aux réseaux hydrographiques des Prairies, comme le montre l'apparition de cyanotoxines dans le lac Érié (Brittain et al., 2000). Les toxines des algues bleues pourraient être associées à des mortalités d'oiseaux dues au botulisme aviaire.

Bien que les toxines des algues provoquent rarement la mort chez les humains, on a enregistré des cas de décès dans des conditions d'exposition extrême. En 1996, 101 patients sont tombés malades et 50 sont morts en raison de la présence de toxines algales dans l'eau utilisée pour l'hémodialyse dans un centre de traitement du Brésil (Jochimsen et al., 1998). La dose de toxine a été transmise par l'exposition à environ 150 litres d'eau contaminée utilisée pour la dialyse. Les centres de dialyse rénale et la dialyse à domicile pourraient présenter des risques en raison de la contamination possible de l'eau.

On utilise actuellement la Microcystine-LR (une toxine des algues bleues) comme indicateur de la présence d'autres toxines. Il n'existe pas de normes internationales pour les microcystines. Le Canada pourrait établir une industrie pour élaborer ces normes. Des chercheurs de l'University of Alberta achèvent la mise au point d'une trousse d'analyse sur le terrain. On pourrait saisir

l'occasion qui s'offre de commercialiser cette trousse en s'appuyant sur les forces actuelles; il faudra toutefois accorder un soutien aux chercheurs afin qu'ils puissent terminer la validation de la procédure. Par ailleurs, Santé Canada élabore actuellement des méthodes rentables d'analyse en laboratoire pour la surveillance systématique des toxines. La majorité des microcystines se lient de manière irréversible aux tissus des animaux intoxiqués, de sorte que l'exposition globale et la toxicité des formes liées demeurent inconnues.

On a élaboré des lignes directrices pour aider à limiter l'exposition. La ligne directrice proposée établit à 1,5 µg/L la teneur limite en toxines de l'eau destinée à la consommation au Canada (OMS = 1,0, Australie = 1,3, États-Unis = 1,0 µg/L). Cette ligne directrice ne tient pas compte du potentiel cancérigène des microcystines qui, vraisemblablement, sont des agents promoteurs de tumeurs. Santé Canada, conjointement avec l'University of Alberta, étudie actuellement les risques d'exposition humaine aux microcystines dans les provinces des Prairies. Les bases de l'expertise canadienne en matière de toxines algales sont, en grande partie, issues des recherches menées à l'University of Alberta ou centrées sur ces dernières. L'expertise et l'expérience canadiennes dans ce domaine sont de même niveau que celles des États-Unis, de l'Australie, du Royaume-Uni et du Japon.

Goût et odeur

Au cours des dernières années, l'intensité et la fréquence des problèmes de goût et d'odeur dans l'eau potable ont augmenté dans le monde. Ces problèmes ont été rapportés dans nombre de régions canadiennes, notamment en Colombie-Britannique, à Edmonton, à Calgary, à Lethbridge, dans les lacs, les étangs et les fosses-réservoirs des Prairies, à Regina, à Winnipeg, dans les lacs de Muskoka et dans la ville de Québec. En particulier, les problèmes de goût et d'odeur se sont intensifiés dans le bassin inférieur des Grands Lacs et dans le fleuve Saint-Laurent. La présence de ces problèmes dans l'eau potable provenant des Grands Lacs crée un problème esthétique pour des millions de consommateurs mais suscite aussi invariablement des incertitudes à propos de la sûreté de l'eau. Le public exprime fréquemment ces incertitudes par la question : « peut-on boire l'eau et s'y baigner? ».

Les composés qui sont responsables des problèmes de goût et d'odeur peuvent être d'origine anthropique (industriels, municipaux, etc.) ou biogénique. La présente section porte sur les composés biologiques. Ces derniers sont produits par des organismes microscopiques tels que des algues, des bactéries, des champignons et des protozoaires. Ils représentent une grande variété de composés odorants qui peuvent être décelés par nos cellules olfactives à des concentrations très faibles de l'ordre de quelques parties par billion (ng/L). Les composés les plus communs produisent des goûts et des odeurs de terre et de moisi. Deux composés, la géosmine et le 2-méthylisobornéol (MIB), ont été rapportés dans un grand nombre de régions. Dans certains cas, la production de ces composés intervient dans des situations où la teneur élevée en éléments nutritifs favorise la prolifération de producteurs algaux connus. L'apparition récente des problèmes de goût et d'odeur dans les Grands Lacs survient toutefois à un moment où les teneurs en éléments nutritifs sont les plus faibles depuis plusieurs décennies. Dans ces cas, les sources de ces composés sont inconnues (algues ou bactéries). Les lacs et les réservoirs pauvres en éléments nutritifs peuvent renfermer différents composés (odeur de poisson) produits par des algues chrysophytes (Watson et al., 1999).

Les problèmes de goût et d'odeur surviennent principalement à la fin de l'été (parfois en hiver, sous la glace), mais leur intensité peut varier de faible à élevée d'année en année. Il est difficile de prédire leur apparition car on connaît mal les facteurs environnementaux déclencheurs. Les composés responsables de ces problèmes peuvent venir d'espèces qui vivent dans l'eau, à la surface, dans les sédiments du fond ou, encore, ils peuvent être produits sur les rives et être entraînés dans l'eau par ruissellement. Parmi les autres facteurs qui pourraient intervenir, citons la température, le degré d'ensoleillement, la clarté de l'eau, la modification des ratios d'éléments nutritifs, la modification des niveaux d'eau, la présence de moules zébrées et la modification de la composition du phytoplancton dans le bassin inférieur des Grands Lacs.

Les études sur les propriétés toxicologiques des composés responsables des problèmes de goût et d'odeur sont peu abondantes. On a présumé que, si ces composés engendraient des problèmes esthétiques sérieux, ils ne présentaient pas de risques pour les organismes aquatiques ou pour les humains qui consomment de l'eau potable ou du poisson contaminé. Il faut mener des études toxicologiques. Des essais sur des bactéries ont montré que la géosmine et le MIB n'étaient pas mutagènes. Des essais sur des œufs d'oursins ont révélé une certaine activité (Nakajima et al., 1996), et on a montré que la géosmine et le MIB étaient génotoxiques et oestrogéniques pour les hépatocytes de la truite arc-en-ciel (Gagné et al., 1999), mais à des concentrations beaucoup plus élevées qu'en milieu naturel (c.-à-d. à des concentrations supérieures de plusieurs ordres décimaux à celles qui produisent une odeur anormale dans l'eau ou la contamination des poissons). Les résultats varient selon le niveau hiérarchique des organismes testés, mais on suppose que les espèces aquatiques supérieures pourraient être plus susceptibles de présenter des effets, à des concentrations toutefois très élevées.

Les mesures de réduction des problèmes de goût et d'odeur à la hauteur des stations d'épuration des eaux municipales sont habituellement coûteuses. Les municipalités sont réticentes à mettre en place de telles mesures alors que les données écologiques et environnementales détaillées sur les composés en cause demeurent inexistantes. Si l'on ne détermine pas davantage les sources de ces composés, il sera difficile de mettre en place des mesures pour éviter ou pour réduire le plus possible les problèmes de goût et d'odeur.

On a récemment réalisé des progrès dans la mise au point de méthodes analytiques pour le MIB, la géosmine et d'autres composés responsables de problèmes de goût et d'odeur, et on dispose actuellement d'une grande variété de méthodes sensibles. Il faut maintenant assurer un financement pour l'élaboration de méthodes d'analyse d'isotopes stables en vue de déterminer les sites de biosynthèse (terrestres, aquatiques), les mouvements ou la stabilité de ces composés dans les bassins hydrographiques (sol, eaux superficielles et souterraines) et dans les eaux de surface (p. ex., rivière Niagara, Grands Lacs). Il faut passer un contrat pour la synthèse d'un composé marqué particulier, la géosmine-d3, car

l'approvisionnement auprès de la CSIRO, en Australie, est désormais interrompu. On a élaboré un protocole efficace, d'application rapide, pour identifier et mesurer les aldéhydes; toutefois, ces composés sont instables et leur utilisation est difficile. On doit maintenant élaborer une méthode pour stabiliser ces composés dans les échantillons prélevés sur le terrain et durant les analyses.

Tendances

Toxines

La prolifération des algues semble augmenter, mais les problèmes sont sporadiques. La température, l'ensoleillement, les précipitations, les variations des niveaux d'eau et l'eutrophisation croissante sont tous des facteurs favorisant cette prolifération. Vraisemblablement, la fréquence probable des proliférations d'algues et des problèmes de goût et d'odeur ira en augmentant. Les proliférations d'algues tendent à présenter un risque pour la santé des personnes qui reçoivent un traitement de dialyse à domicile dans les régions sensibles. La présence d'espèces exotiques, qui entraîne des transformations et des perturbations des écosystèmes, semble favoriser la prolifération des algues bleues. Les modifications des ratios d'azote et de phosphore dues aux dépôts atmosphériques d'azote et à la faible rétention de cet élément dans les installations de traitement des eaux d'égout stimuleront probablement la croissance des algues bleues et la production de toxines.

Goût et odeur

La fréquence des problèmes de goût et d'odeur dans l'eau potable augmente, notamment dans la région des Grands Lacs. En même temps, les consommateurs maintiendront ou intensifieront leur pression pour obtenir une eau de grande qualité. Ces problèmes minent la confiance des consommateurs à l'égard des sources d'approvisionnement municipales en eau potable et conduisent à une hausse de l'utilisation de l'eau embouteillée. Les attentes du public augmentent en raison de la publicité récente sur la nécessité de protéger les sources d'approvisionnement. Les fournisseurs sont contraints d'aménager, à grands frais, des installations de traitement qui ne seront plus utiles dans quelques années. Les sources d'approvisionnement futures seront probablement de moins bonne qualité, et cette situation augmentera la demande pour la surveillance et le traitement.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Toxines

Les toxines, dans l'eau traitée et non traitée, sont mal étudiées. Bien que ce problème soit connu depuis longtemps dans certaines régions, de nouveaux problèmes apparaissent dans le bassin des Grands Lacs en dépit de 30 années de réduction des teneurs en éléments nutritifs. On doit découvrir des moyens d'améliorer le plus possible les méthodes de traitement avant d'assister à de nouvelles manifestations. Les méthodes d'analyse des toxines algales sont encore en cours d'élaboration. On a besoin de méthodes de détermination sur le terrain en temps réel. Les analyses sont retardées en raison de l'absence de normes pour la plupart des 65 microcystines connues ainsi que pour les autres cyanotoxines. Il faut étudier les tendances saisonnières de la production de toxines et de leurs concentrations. Il faut surveiller davantage les conditions de base, même en l'absence de proliférations, pour comprendre les facteurs responsables de ces dernières. On doit travailler davantage sur les facteurs environnementaux déclencheurs et sur les transformations écologiques qui favorisent la prolifération des algues productrices de toxines. On doit comprendre les transferts dans la chaîne alimentaire, par exemple des moules aux gobies et aux achigans. On a pratiquement cessé de former les biologistes à la taxonomie des algues, et cette situation ralentira les efforts visant à comprendre les problèmes. Il faut établir une surveillance pour déterminer si l'ajout de quantités connues de toxines (validation) peut révéler davantage l'exposition globale que le recours à des échantillonnages instantanés sporadiques. On doit élaborer et valider des méthodes. Il faut découvrir la portée du liage des toxines aux tissus. Enfin, on a besoin d'études sur le rapport entre la production de toxines et les problèmes de goût et d'odeur.

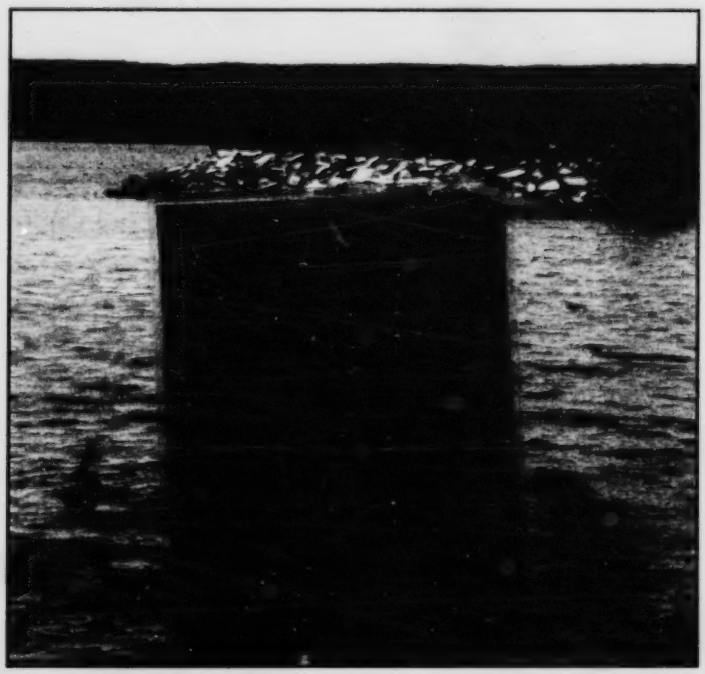
Les toxines algales peuvent être un facteur d'agression, notamment pour les espèces non adaptées dans des milieux perturbés ou artificiels. À l'heure actuelle, on ne sait pas si les effets sont dus principalement aux toxines dissoutes dans l'eau ou dans les algues. Certaines toxines sont irritantes au contact de la peau, et leur rôle ainsi que leur importance dans les eaux utilisées à des fins récréatives sont inconnus. On ne sait pas quel est le meilleur moyen d'établir une surveillance, à savoir par le dénombrement des cellules ou par l'analyse des toxines. Il faut étudier davantage les effets de l'hydrologie des bassins et des mouvements des eaux de surface sur la reproduction des espèces d'algues qui renferment des toxines. Les effets potentiels du changement climatique aggraveront probablement les problèmes, mais on n'en connaît pas encore assez sur ce point. Toutes les proliférations ne sont pas toxiques, et on doit découvrir les raisons du déclenchement de la production de toxines. Enfin, il faut élaborer des méthodes de traitement pour éliminer les menaces contre l'eau potable en évitant la lyse des cellules algales ou la libération des toxines qu'elles renferment.

Goût et odeur

On méconnaît totalement les sources biologiques et les déclencheurs de la production des composés responsables des problèmes de goût et d'odeur dans l'eau potable. On connaît peu la chimie de ces composés ainsi que leur devenir biologique, leur lieu de production, leur volatilité, leur dégradation, leur bioaccumulation, leur accumulation dans les poissons et leurs effets sur la transformation des aliments. Les problèmes dans les Grands Lacs sont apparus malgré la réduction des teneurs en éléments nutritifs. La présence accrue de ces composés dans certaines étendues d'eau pourrait signaler des changements synoptiques dans les écosystèmes. On doit vérifier les hypothèses concernant l'effet positif de nouvelles mesures de réduction des éléments nutritifs sur la fréquence et l'étendue des problèmes. Il faut vérifier les liens potentiels avec le rayonnement ultraviolet, le changement climatique, les populations de moules zébrées et les variations des niveaux d'eau. Il faut vérifier les effets potentiels sur la santé dus à l'exposition par consommation, contact avec la peau et inhalation. Il faut également étudier les relations de l'activité structurelle pour déterminer si on doit s'attendre à des effets toxiques. Le traitement des problèmes de goût et d'odeur est efficace dans

certaines installations et moins dans d'autres. Les techniques de traitement sont coûteuses et doivent être améliorées le plus possible. On a besoin de modèles de prévision à court et à long terme pour anticiper les problèmes de goût et d'odeur. Il faut étudier les risques que pourraient présenter les chrysophytes et les haptophytes dans les Grands Lacs. Certains travaux ont été publiés sur la toxicologie chez des organismes, de bactéries à la truite arc-en-ciel (hépatocytes). Ces travaux sont-ils suffisants si l'on considère les analyses d'exposition ou doit-on poursuivre les essais chez les mammifères ou sur des lignées cellulaires humaines? Quelle est la fonction biologique de ces composés : sont-ils produits dans un but particulier ou sont-ils des déchets métaboliques?

- Rétablir les ressources nécessaires à l'acquisition de connaissances écologiques de base, par exemple la taxonomie des algues pour déterminer les sources.
- Améliorer la capacité de déterminer les toxines en temps réel : soutenir l'élaboration de méthodes et l'établissement de normes (en s'appuyant sur l'expertise canadienne actuelle).
- Améliorer la connaissance des facteurs déclencheurs environnementaux et des possibilités de gestion de la biomasse algale, des toxines et des composés responsables des problèmes de goût et d'odeur en vue de la protection et de la biorestauration.
- Élaborer des modèles de prévision de la production de toxines et de composés responsables de problèmes de goût et d'odeur.
- Améliorer les connaissances sur la chimie de ces composés et sur leur devenir chimique et biologique (p. ex., volatilité, dégradation, bioaccumulation).
- Améliorer la connaissance des effets sur la santé des composés responsables des problèmes de goût et d'odeur et des nouvelles biotoxines (consommation, contact avec la peau, inhalation).
- Sensibiliser adéquatement le public pour réduire l'exposition aux proliférations d'algues toxiques et pour éviter les préoccupations exagérées et non fondées.



Prolifération d'algues bleu-vert toxiques dans le port d'Hamilton (Ontario), août 2001.

Références

Brittain, S.M., J. Wang, L. Babcock-Jackson, W.W. Carmichael, K.L. Rinehart et D.A. Culver. 2000. « Isolation and characterization of Microcystins, cyclic hepatapeptide hepatotoxins from a Lake Erie strain of *Microcystis aeurginosa* ». J. Great Lakes Res. 26(3): 241-249.

Chorus, I. et J. Bartram (dir. de publ.). 1999. « Toxic cyanoabacteria in water - a guide to their public health consequences, monitoring and management ». Londres, E&N Spon. 416 p.

Gagné, F., J. Ridal, C. Blaise et B. Brownlee. 1999. « Toxicological effects of geosmin and 2-methylisoborneol on rainbow trout hepatocytes ». Bull. Environ. Contam. Toxicol. 63: 174-180.

Jochimsen, E.M., W.W. Carmichael, J. An, D.M. Cardo, S.T. Cookson, C.E.M. Holmes, M.B. Antunes, D.A. de Melo Filho, T.M. Lyra, V.S.T. Barreto, S.M.F.O. Azevedo et W.R. Jarvis. 1998. « Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil ». New England J. Med. 339(13): 873-878.

Nakajima, M., T. Ogura, Y. Kusama, N. Iwabuchi, T. Imawaka, A. Araki, T. Sasaki et E. Hirose. 1996. « Inhibitory effects of odor substances, geosmin and 2-methylisoborneol, on early development of sea urchins ». Water Res. 30: 2508-2516.

Watson, S., B. Brownlee, T. Satchwill et E. McCauley. 1999. « The use of solid phase microextraction (SPME) to monitor for major organoleptic compounds produced by chrysophytes in surface waters ». Water Sci. Technol. 40: 251-256.

3. PESTICIDES

R.J. Maguire,[1] P.K. Sibley,[2] K.R. Solomon[3] et P. Delorme[4]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Université de Guelph, Département de biologie environnementale, Guelph (Ontario)
[3]Université de Guelph, Centre de toxicologie, Guelph (Ontario)
[4]Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ontario)

État de la question

Depuis des milliers d'années, les humains utilisent des pesticides naturels, comme certaines herbes, le soufre et l'arsenic. Toutefois, ce n'est qu'une vingtaine d'années après l'introduction et le début de l'utilisation à grande échelle des pesticides chlorés synthétiques, au cours des années 1940 et 1950, qu'on a commencé à observer de sérieux problèmes environnementaux. Beaucoup sont d'avis que la publication du livre de Rachel Carson, *Silent Spring*, en 1962, qui décrivait les effets de certains pesticides chlorés, a marqué le début du mouvement écologiste.

Bien que les pesticides forment un sous-ensemble de ce qu'on appelle communément les composés chimiques toxiques, ils sont uniques du fait que, contrairement aux autres composés chimiques toxiques, on les applique délibérément à l'environnement naturel ou artificiel. L'utilisation des pesticides est répandue à cause de leurs avantages pour les différents secteurs de la société et, donc, pour les consommateurs, ainsi que, par exemple, pour la protection de la santé publique. Les utilisations agricoles des pesticides sont destinées à accroître les rendements des cultures et l'efficacité des exploitations, à diminuer les pertes d'aliments en cours de transport et d'entreposage, ainsi qu'à assurer un approvisionnement alimentaire stable et prévisible. Toutefois, il arrive qu'on interdise la commercialisation de certains des pesticides les plus dangereux en réponse aux inquiétudes du public, à des progrès scientifiques ou aux pressions d'organismes de réglementation. On s'attend à une diminution de la part du marché des insecticides organiques synthétiques habituellement associés à des effets étendus sur des espèces non visées, à la production de résidus dangereux et à des risques d'exposition pour les opérateurs de pulvérisateurs (U.S. National Academies of Science, 2000). Cette tendance devrait être accentuée par des changements dans la réglementation qui limitent l'utilisation des produits chimiques plus anciens et par des changements technologiques débouchant sur la mise au point de produits de remplacement compétitifs. Dans le contexte d'une agriculture basée sur des monocultures intensives, on sera toujours confronté à des problèmes de lutte antiparasitaire. On a réalisé des progrès dans certains secteurs de la lutte antiparasitaire intégrée et on met au point des pesticides et des biopesticides moins dangereux, ainsi que des cultures génétiquement modifiées conçues pour résister aux parasites. Néanmoins, dans un avenir rapproché, l'utilisation des pesticides chimiques demeurera incontournable.

Depuis que les effets environnementaux des pesticides organochlorés ont commencé à se manifester, il y a eu une évolution dans les utilisations des pesticides, et on est passé progressivement des composés organochlorés aux composés organophosphatés, puis aux carbamates, aux pyréthroïdes et ainsi de suite (notamment aux pesticides naturels) avec, de façon générale, une diminution de la persistance et une augmentation de la spécificité pour les parasites ciblés. Pour cette raison, on note habituellement de plus faibles effets pour les organismes non ciblés. Néanmoins, à cause de leur utilisation répandue et de l'évolution permanente de leurs caractéristiques chimiques, les pesticides constituent toujours une menace pour la qualité de l'eau et pour les écosystèmes aquatiques (voir, p. ex., le rapport de 2000 de l'Environment Agency du Royaume-Uni). L'une des façons d'assurer la protection des réseaux et des ressources aquatiques est l'utilisation d'évaluations des risques bien fondées sur le plan scientifique, conjointement à une bonne communication des informations concernant les risques. Toutefois, il faux disposer d'une capacité suffisante de recherche et de surveillance pour le soutien du processus d'évaluation des risques. En outre, au Canada, il faut continuer à améliorer les techniques d'évaluation des risques pour l'environnement, ainsi que les communications touchant les besoins en pesticides.

Il faut noter qu'il existe un grand nombre de liens entre les problèmes causés par les pesticides et d'autres questions préoccupantes d'actualité (p. ex., les eaux souterraines, les effets sur le système endocrinien, les eaux de ruissellement urbaines, les polluants organiques persistants, le changement climatique). On doit tenir compte du risque relatif des pesticides par rapport à celui d'autres facteurs de stress. Par exemple, en 1990, l'Environmental Protection Agency des États-Unis a étudié la dégradation de la qualité de l'eau dans les cours d'eau, et les résultats indiquent que les facteurs de stress, par ordre décroissant d'importance, sont les suivants : envasement (42 %), éléments nutritifs (28 %), agents pathogènes (20 %), enrichissement en matières organiques (15 %), métaux (12 %), pesticides (10 %), matières en suspension (7 %) et salinité (4 %).

Il y a maintenant environ 550 matières actives de pesticides homologuées conformément à la *Loi sur les produits antiparasitaires*, et l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) en homologue de 10 à 15 autres chaque année. Environ 80 % des pesticides utilisés au Canada le sont à des fins agricoles, et le reste est utilisé dans des régions urbaines, ou encore, pour d'autres usages (comme agents de conservation, produits chimiques anti-tache colorée de l'aubier, agents de conservation du bois industriels, myxobactéricides, agents antisalissures, pesticides aquacoles, etc.). L'ARLA a entrepris la réévaluation, au cours des prochaines années, d'environ 400 pesticides homologués avant le 31 décembre 1994, ainsi que l'examen de vastes bases de données sur les 150 autres pesticides. L'ARLA croit qu'elle aura fini la réévaluation de la plupart des pesticides organophosphorés vers la fin de 2001, et elle a annoncé dernièrement une réévaluation des pesticides utilisés sur les pelouses et le gazon. Elle doit réévaluer ensuite des catégories de composés chimiques comme les carbamates et les pyréthroïdes synthétiques.

Le Canada ne dispose pas d'un système intergouvernemental coordonné pour la surveillance systématique des pesticides dans les réseaux aquatiques (eaux et sédiments). Pour l'instant, nos bases de données pertinentes sont plutôt pauvres, et ce manque de données de surveillance limite notre aptitude à cerner les problèmes réels ou possibles liés aux agents chimiques, et/ou les secteurs qui pourraient être menacés. Ce manque de données est dû en partie au manque de coordination entre les autorités provinciales et fédérales. Selon les données disponibles, un certain nombre d'utilisations actuelles des pesticides (p. ex., le lindane, l'endosulfane et d'autres) sont à l'origine des problèmes de persistance, de mobilité et de toxicité.

Tendances

L'utilisation des pesticides chimiques continuera à être un élément clé de la lutte antiparasitaire. On doit continuer à homologuer et à commercialiser des pesticides chimiques, synthétisés à partir de méthodes actuelles et nouvelles (p. ex., les sulfonylurées, les imidazolinones et les strobilurines, commercialisées depuis quelques années).

Les techniques de lutte biologique se sont avérées efficaces contre des parasites importés et dans des milieux contrôlés (p. ex., l'utilisation de coléoptères contre la salicaire), ainsi que le lâcher inondatif d'agents de lutte biologique dans les serres, mais les perspectives à long terme et l'importance de leurs utilisations restent incertaines.

Pour l'instant, il est difficile d'estimer la part du futur marché des cultures génétiquement modifiées (CGM) par des gènes de résistance aux insecticides ou de tolérance pour les herbicides à cause des inquiétudes du public concernant ces cultures, surtout en Europe; cette part pourrait bien devenir significative. Bien que l'utilisation des CGM puisse permettre une réduction des utilisations des pesticides chimiques habituels, elle peut aussi être à l'origine de risquesinconnus à ce jour (voir ci-dessous), et elle peut aussi contribuer à modifier les utilisations habituelles des pesticides chimiques (voir p. ex. McHughen, 2000).

Il est probable que la contamination des eaux souterraines et des eaux de surface par les pesticides se poursuivra, et elle pourrait même s'intensifier à cause des modifications des pratiques d'aménagement du territoire et de la découverte de nouveaux cas de contamination de nappes d'eaux souterraines, dont la détection demande souvent plusieurs années. Il est difficile de prévoir les tendances à cause d'un manque de données de surveillance.

Problèmes naissants

Le changement des pratiques agricoles peut modifier les profils d'utilisation des pesticides. Par exemple, l'utilisation de CGM à gènes producteurs d'agents insecticides ou de CGM tolérant les herbicides peut augmenter ou diminuer les quantités de pesticides utilisés, et même en changer le type. On utilise des systèmes d'information géographique (SIG) et des bases de données de télédétection pour surveiller les changements dans les pratiques agricoles, mais il faut poursuivre les travaux de développement (par exemple, en combinant les profils de production des cultures et d'utilisation des pesticides avec des facteurs comme les événements climatiques, afin de pouvoir déterminer quels secteurs sont le plus menacés par l'entraînement des pesticides dans les étendues d'eau par le ruissellement, après des événements extrêmes). On peut aussi utiliser les bases de données de SIG pour localiser et cartographier les eaux souterraines vulnérables.

Le changement climatique peut entraîner des modifications dans les pratiques agricoles au Canada, par exemple en rendant possible, avec des mesures de lutte antiparasitaire, la plantation de cultures dans des régions jugées peu appropriées jusque-là. Le changement climatique peut aussi causer des changements dans les besoins en eau douce à cause d'une irrigation accrue, qui comporte des risques inhérents de contamination de l'eau par les pesticides. Ou encore, dans les régions recevant plus de précipitations, il peut être nécessaire d'augmenter l'utilisation de fongicides, comme ce fut le cas au cours des dernières années dans certains secteurs des Prairies. De plus, le changement climatique peut entraîner l'introduction de nouveaux parasites au Canada, dont la suppression nécessite l'utilisation de pesticides, et la gamme des parasites visés peut changer, tout comme la panoplie des pesticides utilisés.

L'introduction de nouveaux parasites au Canada comporte toujours des risques, car il faut alors utiliser des pesticides pour leur suppression (p. ex., des pulvérisations de pesticides contre les moustiques pour limiter la propagation du virus du Nil occidental), et ces « pulvérisations d'urgence » peuvent avoir des conséquences imprévues. Par exemple, on a noté une forte mortalité de homards dans le détroit de Long Island, près de New York, qu'on a attribuée aux pesticides utilisés dans ce secteur en 1999 dans le cadre du programme d'éradication du virus du Nil occidental propagé par les moustiques.

On se préoccupe aussi de l'utilisation des pesticides dans les serres. Comme il arrive souvent que des effluents des serres contenant des pesticides soient rejetés sans traitement, il est nécessaire d'établir des pratiques de gestion saines.

Depuis quelque temps, en partie à cause des mesures prises par les États-Unis pour interdire ou limiter fortement l'utilisation de certains pesticides (p. ex., par l'Environmental Protection Agency, en 1999), on se préoccupe davantage des risques pour la qualité de l'eau et pour la santé humaine dus aux eaux de ruissellement chargées de pesticides dans les régions urbaines. L'ARLA a élaboré une « stratégie des pelouses saines » et elle a annoncé la réévaluation de huit des pesticides le plus souvent utilisés pour l'entretien des pelouses et du gazon (chloropyrifos, diazinon, malathion, carbaryl, 2,4-D, MCPA, mécoprop et dicamba).

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Nous devons connaître l'état de l'environnement en interaction avec les résidus de pesticides. À cette fin, Environnement Canada pourrait prévoir des activités de surveillance ciblées pour l'évaluation des risques, qui contribueraient aussi aux activités des processus réglementaires de réévaluation ou d'examen spécial de l'ARLA.

On ne connaît que peu de choses sur l'incidence toxicologique de l'exposition constante d'organismes aquatiques à de faibles concentrations de composés chimiques artificiels, ou sur les effets sublétaux plus subtils des pesticides (par exemple, sur le fonctionnement du système immunitaire). Nous devons connaître les conséquences de ces effets au niveau des populations et des communautés, et nous devons établir des rapports entre les effets observés au niveau biochimique et la santé des organismes, et, donc, la santé de la population.

Il faut effectuer des recherches supplémentaires sur l'ampleur des effets et sur la possibilité de récupération à différents niveaux de l'écosystème, à la suite des expositions épisodiques aux pesticides.

Même si on ne connaît que peu de choses sur les effets possibles des mélanges, c'est souvent sous forme de mélanges qu'on applique les pesticides, et c'est certainement dans cet état qu'on les retrouve dans l'environnement. De plus, il reste encore beaucoup à apprendre sur les effets cumulatifs des facteurs de stress multiples dans les réseaux aquatiques. Or, des combinaisons de facteurs de stress physiques, chimiques et biologiques peuvent interagir dans les écosystèmes des réseaux aquatiques (p. ex., de fortes pluies entraînant le sol et des pesticides dans des écosystèmes aquatiques).

Le passage aux méthodes probabilistes d'évaluation des risques nécessitera des travaux de recherche (p. ex., sur le devenir, les mécanismes d'exposition et les données d'exposition), mais, pour l'instant, il est difficile d'en déterminer les exigences. À cette fin, des études en mésocosme peuvent être très utiles comme outils de validation. De plus, il existe une forte demande pour des données de surveillance ciblées (dans l'eau, les sédiments et le biote) afin de valider les modèles et les méthodes utilisés pour des évaluations des risques dans les milieux aquatiques.

En général, la question des pesticides dans les sédiments n'a reçu que peu d'attention par rapport à celle des pesticides dans l'eau. Les sédiments peuvent être à la fois des puits et des sources de pesticides, surtout ceux qui sont lipophiles (c.-à-d. qui ont un fort coefficient de partition octanol-eau). La désorption et la remise en suspension ont des impacts sur la qualité de l'eau, sur les organismes benthiques ainsi que sur la capacité de bioaccumulation chez les organismes pélagiques.

La contamination des eaux souterraines et des eaux de surface par les pesticides se poursuivra et peut-être s'intensifiera. Il est difficile de prévoir les tendances à cause du manque des données de surveillance. Divers modèles de distribution et de transport sont disponibles (p. ex., le Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems — GLEAMS du département de l'Agriculture des États-Unis — 1996), mais beaucoup d'entre eux nécessitent aussi une validation.

Il faut déterminer les dangers des pesticides génétiquement exprimés dans les cultures pour les organismes non visés et, à terme, pour le milieu forestier. Par exemple, quelle est la disponibilité biologique et le devenir environnemental des pesticides génétiquement exprimés dans les parties des plantes abandonnées dans les champs après la récolte?

En plus de travaux de recherche nécessaires pour caractériser les effets, d'autres travaux de recherche, de développement et de validation de modèles appropriés sont requis pour caractériser les apports de pesticides (ou d'autres agents chimiques) dans les réseaux aquatiques. Bien qu'on ait mis au point un certain nombre de modèles pour évaluer les apports des utilisations agricoles traditionnelles des pesticides, on ne dispose d'aucun modèle permettant d'évaluer les apports d'autres types d'utilisations (p. ex., les agents antisalissures, les rejets d'eaux pluviales urbaines et industrielles, l'aquaculture).

- Il est recommandé que le gouvernement fédéral investisse dans la surveillance ciblée des résidus de pesticides (dans l'eau, les sédiments et le biote) afin de déterminer les tendances, d'évaluer les dangers, et, au besoin, d'appliquer les mesures d'examen réglementaire prévues.
- Il est recommandé que les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux collaborent à la mise sur pied d'un système intergouvernemental complet et coordonné pour la collecte de données sur l'utilisation des pesticides et de données sur les concentrations de pesticides dans divers milieux.
- Il est recommandé que le gouvernement fédéral investisse davantage en recherche sur les méthodologies d'évaluation des risques utilisées à cet effet en milieu aquatique. Ces recherches doivent porter notamment sur les méthodes de caractérisation du devenir (p. ex., la modélisation) et sur les méthodes de caractérisation des effets. Environnement Canada devrait mettre sur pied un programme spécial pour cette activité. (Il convient de noter que le Réseau canadien des centres de toxicologie a créé un groupe à cette fin, le Groupe des méthodologies d'évaluation des risques, mais il existe un besoin semblable d'expertise au niveau du gouvernement).
- Il est recommandé que la méthodologie d'évaluation des risques environnementaux utilisée pour les pesticides soit raffinée, par exemple par l'utilisation de méthodes probabilistes et de méthodes avancées de modélisation de l'expo-

sition. Le gouvernement fédéral devrait harmoniser les méthodologies d'évaluation des risques en milieu aquatique utilisées dans les divers ministères.

- Il est recommandé que des recherches portent sur les façons d'aider les responsables de la réglementation à prendre les meilleures décisions, compte tenu du principe du développement durable, afin de faciliter la détermination de niveaux de protection adéquats pour les écosystèmes aquatiques.
- Il est recommandé que des recherches portent sur l'efficacité et la viabilité des mesures d'atténuation des risques, ainsi que sur les diverses options de gestion des risques pour la protection des réseaux aquatiques (p. ex., l'utilisation de bandes de végétation jouant le rôle de filtre, ou zones riveraines). La mise en place de ces zones pour limiter la pollution due aux sources non ponctuelles est courante aux États-Unis, mais ce n'est que depuis peu de temps qu'on envisage sérieusement son utilisation au Canada (sur l'île du Prince-Édouard). Toutefois, cette pratique entraîne des pertes de terres arables, pour lesquelles il faut compenser les agriculteurs.
- Il est recommandé que des recherches additionnelles portent sur les méthodes d'analyse des résidus environnementaux de pesticides appliqués à de faibles taux (p. ex., mesurés en grammes par hectare), ainsi que sur des méthodes d'analyse d'isomères chiraux des pesticides. Les nouvelles techniques de biologie moléculaire (p. ex., les micromatrices d'ADN, l'amplification par la polymérase, etc.) sont prometteuses pour l'analyse de polluants comme les pesticides et pour la détermination des effets au niveau moléculaire; on devrait mener plus de recherches dans ces domaines.
- Il est recommandé que des recherches additionnelles portent sur le devenir et sur les effets des pesticides dans le milieu aquatique, afin de faciliter la détection des problèmes naissants.
- Il est recommandé qu'on renforce les liens entre les chercheurs de l'environnement et les spécialistes de l'évaluation des risques des organismes de réglementation, afin d'assurer l'échange en temps opportun d'informations et d'expertise.
- Il est recommandé d'améliorer la diffusion des connaissances relatives aux risques que présentent les pesticides pour la santé humaine et le milieu.
- Il est recommandé de sensibiliser le public à l'utilisation des pesticides selon les principes du développement durable en favorisant l'adoption sur une plus grande échelle de techniques de lutte antiparasitaire et de production agricole intégrées. En plus de réduire l'utilisation des pesticides, ces mesures auraient l'avantage supplémentaire d'éviter de renforcer la résistance aux pesticides.

La contamination de l'eau souterraine et de l'eau de surface par des pesticides devrait augmenter à l'avenir, ce qui nécessitera une meilleure connaissance de leurs sources, de leur devenir et de leur action et finalement de leurs produits de dégradation.

Références

McHughen, A. 2000. « Pandora's picnic basket - the potential and hazards of genetically modified foods », New York (N.Y.), É.-U., Oxford University Press, ISBN 0-19-850674-0.

U.K. Environment Agency. 2000. « Environment 2000 and beyond », Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol BS32 4UD, U.K., Rio House.

U.S. Department of Agriculture. 1996. « GLEAMS (Ground Water Loading Effects of Agricultural Management Systems) », Sur Internet : http://www.wcc.nrcs.usda.gov/water/factsheets/gleams.html.

U.S. Environmental Protection Agency. 1990. « The quality of our nation's water: A summary of the 1988 National Water Quality Inventory », U.S. EPA Report 440/4-90-005, Washington (D.C.), É.-U.

U.S. Environmental Protection Agency. 1999. « Office of pesticides programs biennial report for FY 1998 and 1999, prevention, pesticides and toxic substances report EPA 735-R-99-002 ».

U.S. National Academies of Science. 2000. « The future role of pesticides in U.S. agriculture », Washington (D.C.), É.-U., National Academy Press. Sur Internet : http://www.nas.edu/.

4. POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS ET MERCURE

Derek Muir,[1] Mehran Alaee,[1] Danie Dubé,[2] Lyle Lockhart[3] et Terry Bidleman[4]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Environnement Canada, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Québec)
[3]Pêches et Océans Canada, Institut des eaux douces, Winnipeg (Manitoba)
[4]Environnement Canada, Services météorologiques du Canada, Downsview (Ontario)

État de la question

Les polluants organiques persistants (POP) forment un groupe de produits chimiques qui se dégradent lentement dans l'environnement, s'accumulent dans les organismes vivants et possèdent des propriétés toxiques. Bon nombre d'entre eux sont semi-volatils et, par conséquent, sujets au transport atmosphérique à grande distance et aux échanges entre les milieux récepteurs (l'air, l'eau, le sol, la végétation). On a lancé différentes initiatives pour réduire et éliminer les POP à l'échelle régionale et planétaire, la plus récente et la plus médiatisée d'entre elles étant le protocole mondial relatif aux polluants organiques persistants qui a été signé à Johannesburg en décembre 2000. Les signataires du protocole se sont entendus pour bannir, à l'échelle mondiale, l'utilisation de 12 produits chimiques, dont les pesticides organochlorés, certains produits chimiques industriels et des produits de la combustion incomplète (tableau 1). Le Canada est également signataire du protocole sur les POP de la CEE-ONU, lequel énumère 16 produits chimiques (les 12 figurant sur la liste du PNUE plus 4 autres) qui devront être progressivement éliminés par les pays d'Europe de l'Ouest, la Russie, le Canada et les États-Unis (tableau 1).

Tableau 1. Listes actuelles des POP établies par la CEE-ONU et le PNUE

Pesticides	Sous-produits	Produits chimiques industriels
Aldrine/dieldrine	PCDD	Hexabromobiphényle*
Endrine	PCDF	BPC
DDT/DDE	HAP*	
HCH/lindane*	HCB	
Chlordane		
Heptachlore		
Chlordécone*		
Mirex		
Toxaphène		

** Indique que le produit ne figure pas sur la liste du PNUE.*

Contrairement aux POP, le mercure est un élément naturel. À plusieurs égards, il se comporte comme un composé organique semi-volatil. On le trouve en petites quantités dans le charbon et d'autres combustibles fossiles, dans les résidus urbains, notamment les appareils électriques, et dans les minerais sulfurés. Lorsqu'on brûle les déchets municipaux, le charbon ou les autres combustibles ou, encore, lorsqu'on fond les minerais, le mercure se dégage dans l'atmosphère sous forme de gaz. Une fois dans l'atmosphère, il peut se déplacer sur des milliers de kilomètres avec les masses d'air en mouvement avant d'être oxydé en une espèce chargée et entraîné par les précipitations. Le mercure suscite des préoccupations parce que sa forme organique, le méthylmercure, est une neurotoxine. En tant que signataire du protocole sur le transport à grande distance des polluants atmosphériques de la CEE-ONU concernant les métaux lourds, le Canada s'est engagé à réduire les émissions de mercure provenant des industries et des déchets.

Les sous-produits de combustion figurant sur la liste des POP comprennent les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et les dioxines et furannes polychlorés. Le Canada s'est engagé à réduire les émissions de ces composés en vertu du protocole de la CEE-ONU. Comme le mercure, les HAP, les PCDD et les PCDF sont de sources anthropiques et naturelles. La principale source anthropique des HAP est le brûlage des combustibles à base de carbone dans des conditions d'oxygénation insuffisante. Les sources naturelles, comme les combustibles fossiles et la combustion du bois et de la tourbe, existent depuis des millions d'années. En général, les HAP ne présentent pas une toxicité aiguë, mais plusieurs de ces composés sont des cancérigènes potentiels. Les PCDD et les PCDF sont des sous-produits de la synthèse de nombreux produits chimiques organiques chlorés, par exemple les chlorophénols, et du blanchiment au chlore de la pulpe de bois; ces sources ont toutefois été considérablement réduites durant les années 1990.

Tendances

Il existe des réservoirs importants pour bon nombre de POP dans l'environnement au Canada en raison d'une utilisation qui remonte aux années 1930 et 1940. Par exemple, les pesticides organochlorés contaminent les sols dans les régions agricoles, les sédiments dans des lacs éloignés soumis à des pulvérisations pour la lutte contre les insectes et les milieux urbains traités contre les insectes nuisibles. Les BPC sont présents dans les sols des régions urbaines et rurales, dans les sites d'enfouissement et dans les sites industriels contaminés. La situation est la même dans la plupart des pays développés de l'hémisphère nord. En outre, la Russie

continue d'utiliser des BPC dans l'équipement électrique. Un usage limité du DDT est encore autorisé en vertu du protocole mondial pour le contrôle de la malaria. D'autres pesticides organochlorés sont encore utilisés au Mexique et dans des pays d'Amérique centrale, d'Afrique et d'Asie. La mobilisation des POP contenus dans ces réservoirs continuera de rejeter ces composés dans l'atmosphère à une échelle régionale et hémisphérique, même après qu'on aura cessé de les utiliser.

Le transport et le dépôt atmosphériques sont les principales voies de contamination des milieux aquatiques par les POP et le mercure au Canada. On enregistre couramment la présence de ces composés dans l'air et dans les précipitations partout au pays dans le cadre de programmes de mesure visant la région des Grands Lacs, les Rocheuses et l'Arctique. Ainsi, l'effet de ces produits chimiques sur la qualité de l'eau est en partie imputable aux apports et aux rejets atmosphériques.

Le mercure est transporté dans l'atmosphère presque entièrement sous forme élémentaire gazeuse. Ainsi, il n'est que lentement capturé par la pluie et la neige et, par conséquent, présente un faible taux de dépôt. Des recherches récentes menées dans l'Arctique canadien ont montré que des dépôts de mercure se produisent lorsque l'apparition du soleil au début de l'été polaire entraîne le rejet du brome qui s'est accumulé sous forme ionique dans les sels marins tout au long de l'hiver. Ainsi, la photochimie unique de l'Arctique est responsable de la production d'une forme de mercure atmosphérique qui se dépose rapidement dans le manteau nival. Un des liens essentiels, jusqu'à maintenant inexploré, est le transfert du mercure déposé dans la chaîne alimentaire.

Les concentrations de BPC, de DDT et d'autres pesticides organochlorés persistants demeurent élevées dans bon nombre de réseaux trophiques aquatiques au Canada en raison des émissions provenant de sources anciennes, du transport à grande distance et des dépôts. Dans la région des Grands Lacs, les concentrations de BPC et de DDT ont diminué de façon importante chez les prédateurs situés au sommet de la chaîne alimentaire. Par exemple, la baisse constante des concentrations de BPC dans les œufs des goélands argentés reflète la diminution des émissions grâce aux mesures de réduction des utilisations libres. Le déclin de la truite et du doré jaune dans les Grands Lacs n'a jamais été aussi important, notamment depuis le milieu des années 1980, en raison du maintien des émissions provenant des zones urbaines et du recyclage des contaminants dans les lacs (Pierce et al., 1998). On dispose de très peu de données chronologiques qui permettraient de dégager la tendance qu'affichent les concentrations de POP chez les poissons à l'extérieur des Grands Lacs. Dans l'Arctique, on a observé une diminution importante des concentrations de BPC et de DDT chez les oiseaux de mer (Braune et al., 2001), mais les données ne sont pas uniformes en ce qui concerne les mammifères marins. Depuis le début des années 1970, on a enregistré une diminution importante des concentrations de DDT chez les phoques annelés (Addison et Smith, 1998), mais aucune réduction des concentrations de BPC n'a été observée dans la graisse des bélugas du sud-est de l'île de Baffin entre 1982 et 1996 (Stern et Addison, 1999).

Malgré la baisse des concentrations, la ligne directrice provisoire établissant à 0,32 ng ET/g (poids humide) la concentration maximale de BPC et destinée à protéger les espèces canadiennes qui consomment du poisson et des mollusques (Environnement Canada, 1998) est couramment dépassée, à la fois chez les prédateurs et chez les poissons-fourrage, dans bon nombre de régions. De même, les concentrations de BPC dans les eaux de surface de beaucoup de petits cours d'eau drainant des zones urbaines excèdent régulièrement la limite de 1 ng/L ET. Dans le cas du méthylmercure, la ligne directrice provisoire de 22 ng/g de poids humide, destinée à protéger les poissons qui consomment des espèces sauvages, est dépassée chez presque tous les poissons échantillonnés jusqu'à présent au Canada. En Ontario, 95 % des avertissements concernant la consommation de poissons lacustres sont émis en raison des concentrations élevées de mercure, les 5 % restants étant dus aux concentrations de BPC et de toxaphène (MEO, 1997). Dans le parc national de Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, les concentrations élevées de mercure chez les plongeons ont été associées à des effets sur la reproduction (Evers et al., 1998).

Les expériences menées dans les Grands Lacs et dans l'Arctique semblent indiquer que, pour les communautés qui consomment beaucoup de poisson, comme les communautés autochtones vivant aux abords de lacs des régions éloignées du Bouclier canadien, même des concentrations relativement faibles de POP et de mercure entraînent le dépassement de la dose journalière admissible (DJA) (Jensen et al., 1997). De nombreuses études menées auprès de consommateurs de poisson de la région des Grands Lacs (récemment résumées par Johnson et al., 1998) laissent entendre que l'exposition aux contaminants par une consommation élevée de poisson cause des perturbations de certains aspects de la reproduction, des troubles neuro-comportementaux et des déficits du développement chez les nouveau-nés et les enfants plus âgés. On ne dispose pas de suffisamment de données pour évaluer si les habitants d'autres régions du Canada qui dépendent de la nourriture traditionnelle, notamment le poisson, absorbent des concentrations supérieures à la DJA. À l'exception des programmes mis en œuvre par le ministère de l'Environnement de l'Ontario, aucun programme provincial ou fédéral d'étude des contaminants ne permet actuellement de combler cette lacune dans les données.

Contrairement aux concentrations de BPC et de DDT, les concentrations de mercure ont augmenté chez les oiseaux et les mammifères piscivores au cours des vingt dernières années. Un exemple frappant de cette situation est la multiplication par deux des concentrations de mercure observées entre 1975 et 1995 dans les œufs du guillemot de Brünnich dans l'Arctique canadien (Braune et al., 2001). Les profils des carottes sédimentaires constituent une autre source de données indépendantes qui indiquent que les apports de mercure ont augmenté dans les régions éloignées. Elles permettent également d'avancer que les apports ont affiché une forte hausse depuis la période pré-industrielle.

Problèmes naissants

Avec l'élaboration des accords régionaux et mondiaux visant à bannir l'utilisation des POP, les responsables de la réglementation et les chercheurs ont tourné leur attention vers d'autres produits chimiques qui possèdent des propriétés similaires. Les listes du PNUE et de la CEE-ONU ne sont pas fermées. On peut y ajouter de nouvelles substances si elles répondent aux critères scientifiques d'inclusion et si leur ajout est ratifié par les parties signataires. La Division de l'évaluation de la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux (DEPCC) d'Environnement Canada a récemment préparé une liste de 100 produits chimiques utilisés au Canada qui, selon l'avis d'un groupe d'experts, pourraient répondre aux critères de persistance, de toxicité et, dans certains cas, de bioaccumulation (tableau 2). Les critères d'inclusion sont fondés sur la Politique de gestion des produits chimiques toxiques du

Canada (Environnement Canada, 1995) et tiennent compte de résultats relatifs au transport vers des régions éloignées, à la persistance prolongée dans l'eau, le sol ou les sédiments, au coefficient de partage octanol/eau (supérieur à 5000) et à la toxicité potentielle.

Tableau 2. Liste des 100 principaux POP potentiels utilisés au Canada (DEPCC, Environnement Canada)

Classes	N	P,B et T*	Exemples
Pigments et colorants	16	13	HAP et composés hétérocycliques à substituants halo et méthoxy
Substances chlorées	13	3	Lindane, atrazine, PCP
Antioxydants	7	5	Composés benzéniques à substituants amino et thio
Substances nitrées	1	1	Trifluraline
Agents ignifugeants bromés	16	9	BDPE, cyclo-alcanes bromés
Muscs	6	5	Musc cétone, musc xylène, musc polycyclique
Phtalates	7	0	Cyclohexyle, nonyle, tridécyle
Produits organiques divers	27	18	Terphényle, imidazoles, composés biphényliques à substituants S et N
Carboxylates perfluorés	4	4	Acides PFO et PFD
Sulfonate perfluorés	3	3	PFOS, PFOSamide
Total	100	61	

**Nombre de composés qui pourraient être persistants, bioaccumulables et toxiques.*

Sauf pour deux ou trois pesticides qui figurent sur la liste du tableau 2, on dispose de très peu de données sur les propriétés physiques, la demi-vie de persistance ou la bioaccumulation de ces composés ou, encore, sur leurs concentrations actuelles dans l'environnement. Cette situation nuit gravement aux efforts visant à identifier et à mesurer les produits chimiques autres que ceux qui figurent sur la liste actuelle des POP. On dispose de données environnementales sur certains des pesticides énumérés dans le tableau 2 ainsi que sur les phtalates, les muscs et les agents ignifugeants bromés, mais la grande majorité des 100 composés ne fait encore l'objet d'aucune étude au Canada et ailleurs dans le monde.

Au Canada, on a récemment amorcé des études sur les agents ignifugeants bromés et sur les carboxylates et sulfonates perfluorés grâce au financement assuré par l'Initiative de recherche sur les substances toxiques. Le travail effectué sur les agents ignifugeants bromés a montré que la concentration des éthers diphényliques polybromés, des adjuvants utilisés dans la fabrication de plastiques, de peintures, de textiles et d'appareils électriques, a rapidement augmenté dans l'environnement. Par exemple, des données chronologiques permettant d'observer les tendances affichées par les concentrations d'éthers diphényliques polybromés dans les œufs des goélands de l'île Snake du lac Ontario montrent une augmentation par un facteur de 65 entre 1981 et 1999. De même, les concentrations de ces composés chez les touladis du lac Ontario ont augmenté par un facteur de 300 entre 1978 et 1998.

Le fabricant d'acide perfluorooctanesulfonique (acide PFOS) et d'acide perfluorooctanoïque (acide PFO), la société 3M, a récemment rapporté la présence de ces composés dans des échantillons vivants de prédateurs situés au sommet de la chaîne alimentaire, comme des ours blancs et des oiseaux piscivores, ainsi que dans des échantillons de sang humain. Ces composés sont des anions et possèdent un faible coefficient de partage octanol/eau. Cependant, ils sont persistants dans le biote en raison de la grande stabilité du groupe des composés perfluorés et de leur recyclage dans la circulation entéro-hépatique. Cette nouvelle voie de bioaccumulation pourrait être importante pour une vaste gamme de composés polaires chimiquement stables, ce qui pose des interrogations quant à la nécessité de modifier les critères d'identification des POP.

Deux groupes de produits chimiques, les naphtalènes polychlorés (NPC) et les paraffines chlorées, qui sont similaires aux POP actuels en ce qui concerne leurs propriétés physiques et leur structure moléculaire, ne figurent pas dans la liste. Les NPC ont été fabriqués pour la première fois à des fins industrielles au début du XX^{e} siècle et ont été produits jusqu'en 1977 aux États-Unis. Ils soulèvent des préoccupations, car plusieurs congénères suscitent des réponses similaires à celles provoquées par les dioxines, comme les BPC coplanaires. Les NPC sont également des sous-produits de combustion, et des analyses de carottes sédimentaires datées révèlent des augmentations des concentrations de NPC liés à la combustion dans les couches les plus récentes. La présence de NPC dérivés de la combustion est également évidente dans des échantillons d'air prélevés dans la région de Toronto et au-dessus des Grands Lacs. Les paraffines chlorées sont un autre groupe complexe de produits chimiques qui possèdent des propriétés physiques similaires à celles de bon nombre de pesticides chlorés. On a proposé l'élimination des paraffines chlorées à courte chaîne (PCCC) au Canada en vertu de la voie 1 de la LCPE. Les PCCC peuvent être décelées dans l'environnement au Canada, notamment dans les sédiments des lacs éloignés et dans le biote marin de l'Arctique. Toutefois, c'est à proximité des zones urbaines que l'on observe les concentrations les plus élevées dans le biote et dans les sédiments. À l'instar des NPC, les concentrations des PCCC dans l'environnement semblent diminuer, comme le montrent les profils de carottes sédimentaires datées.

Des études récentes ont montré que des composés phénoliques halogénés (CPH), notamment les pentachlorophénols (PCP), les BPC à substituant hydroxy (OH-BPC) et les éthers diphényliques bromés et hydroxylés, sont présents dans le sang des mammifères marins et des humains de l'Arctique canadien et des régions tempérées d'Amérique du Nord (Sandau et al., 2000). Des épreuves biologiques *in vivo* et *in vitro* ont montré que les CPH ont la capacité de perturber le système endocrinien (Kester, 2000; Schuur et al., 1998). Les sources de OH-BPC sont principalement associées à la métabolisation de BPC.

Plusieurs pesticides d'usage courant, comme ceux qui sont énumérés dans le tableau 2, possèdent également des caractéristiques associées à la persistance et au transport à grande distance. On peut déceler la présence d'endosulfan et de lindane dans les eaux douces et dans les organismes du biote marin de l'ensemble du Canada, même dans des sites très éloignés des zones où ces produits sont utilisés. De façon générale, il n'existe aucun programme de surveillance d'autres pesticides d'usage courant chez les pois-

sons. D'autres candidats possibles sont le chlortal-diméthyl, les pentachlorophénols, les trifluralines et les dinitroanilines connexes. D'autres études ont montré que l'on peut déceler l'herbicide trifluraline dans la neige de l'Arctique et que le chlortal-diméthyl, dont l'utilisation comme fongicide est très répandue aux États-Unis, peut être décelé dans l'air à Alert, dans l'Arctique, et à Tagish, au Yukon, les concentrations les plus élevées étant observées durant les mois d'été (Muir, données inédites).

Besoins en matière de connaissances et de programmes

On a besoin de données sur la toxicologie de certains POP, par exemple sur les composants du toxaphène qui s'accumulent dans les organismes. Le manque de données actuel rend difficile la conduite d'évaluations des risques posés par les résidus réels dans l'environnement. Par exemple, Santé Canada a établi des facteurs de sécurité élevés pour la DJA de chlordane et de toxaphène en raison du manque de données; en conséquence, on pourrait entretenir des préoccupations excessives sur la contamination par ces composés.

Il faut recueillir des données de base sur la toxicologie des nouveaux POP chez les mammifères, les oiseaux et les organismes aquatiques; ces données sont habituellement limitées à la DL_{50} chez une seule espèce.

Il faut également recueillir des données sur les propriétés physiques de base des nouveaux POP, comme ceux qui sont inclus dans la liste de la DEPCC d'Environnement Canada, notamment à des températures pertinentes pour le Canada, afin de prédire leur devenir dans l'environnement et leur capacité de bioaccumulation. À l'heure actuelle, seuls les coefficients de partage octanol/eau fondés sur l'activité structurelle sont disponibles. Les données sur la biodégradation, la photolyse et l'hydrolyse, qui sont nécessaires pour prédire la persistance globale dans l'environnement et la capacité relative au transport à grande distance, sont absentes pour la plupart des nouveaux POP.

On doit améliorer les capacités de modélisation pour prévoir les tendances que suivront les concentrations dans l'environnement et le devenir des anciens et des nouveaux POP. Pour cela, il faudra peut-être élaborer de nouvelles approches de modélisation et recueillir de nouvelles données sur les propriétés physiques et chimiques.

On a aussi besoin d'information sur les méthodes analytiques applicables aux nouveaux POP. Par exemple, aucune méthode analytique publiée n'est disponible pour 80 % des composés figurant sur la liste des 100 principaux POP de la DEPCC d'Environnement Canada. L'élaboration des méthodes est limitée par le manque d'installations, comme des salles blanches permettant de réduire la contamination due aux produits utilisés, et par le manque d'instruments appropriés.

On manque également de connaissances sur les concentrations actuelles et les tendances affichées par les anciens et les nouveaux POP ou, encore, les POP potentiels dans tous les compartiments de l'environnement, notamment les écosystèmes aquatiques et terrestres. Par conséquent, il est plus difficile de mener des évaluations de l'exposition et des risques posés par les nouveaux produits chimiques; on s'appuie uniquement sur les CEP, pour lesquelles on possède des données limitées quant aux propriétés physiques.

Le manque de connaissances sur les sources anthropiques et naturelles du mercure et sur leur disponibilité biologique relative continue de présenter un problème pour l'évaluation du mercure dans l'environnement au Canada.

Les répercussions biologiques des concentrations totales de mercure dans le biote doivent être étudiées plus à fond. Les méthodes d'évaluation actuelles considèrent que tout le mercure peut se transformer en méthylmercure. Le degré de transformation des différentes formes de mercure, c'est-à-dire les sélénides, le mercure inorganique et les espèces organiques, en méthylmercure est inconnu.

Il faut mener des études détaillées sur le cycle biogéochimique du mercure pour comprendre le transfert de cet élément de l'atmosphère aux réseaux trophiques aquatiques. Le cycle inverse du mercure est également inconnu : quelle quantité est réduite en mercure élémentaire dans la neige et sur les surfaces terrestres avant de se volatiliser de nouveau?

Les HAP représentent un groupe important de contaminants dans les eaux de surface au Canada, mais on a besoin de recueillir beaucoup plus de données sur les concentrations de HAP dans le biote, où ce composé est présent sous forme d'époxydes et de dérivés hydroxylés. De façon générale, il faut acquérir une meilleure compréhension de ces sous-produits présents dans l'environnement.

L'évaluation des tendances temporelles affichées par les POP, conformément aux exigences des programmes de la CEE-ONU et du PNUE, est limitée par un manque d'engagement à l'égard de la recherche à long terme et des programmes de surveillance. À l'heure actuelle, on dispose de programmes à long terme sur l'air et sur les précipitations (SMC/AINC), d'un programme sur les poissons (Grands Lacs, MPO) et d'un programme sur les oiseaux piscivores (SCF). D'autres travaux de recherche ponctuels et de moindre envergure sont menés par des scientifiques isolés qui utilisent des mesures sur le biote ou sur des carottes sédimentaires pour dégager des tendances temporelles; ces travaux sont financés, par exemple, par le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, l'Initiative de recherche sur les substances toxiques ou l'Initiative des écosystèmes des rivières du Nord. Il n'existe pas de programmes de mesure des tendances à long terme affichées par les POP ou les nouveaux POP dans les eaux de surface.

Les lacunes dans les connaissances qui ont été relevées pour les POP et pour le mercure doivent être comblées.

On a besoin d'un programme national de recherche et de surveillance des POP, lequel fera en sorte que les données sur les concentrations actuelles et les tendances temporelles affichées par les anciens et les nouveaux POP seront disponibles dans toutes les régions et pour tous les milieux récepteurs importants (p. ex., l'eau, l'air, les sédiments et les poissons).

Environnement Canada doit améliorer ses ressources (instruments, salles blanches, personnel formé, etc.) afin que l'on puisse

mesurer de façon précise les isotopes stables des métaux lourds, ce qui constitue une technique prometteuse pour la détermination des sources et, probablement, des proportions de mercure et d'autres métaux d'usage commercial répandu qui proviennent de sources anthropiques et naturelles.

Il faut également améliorer les ressources (instruments, salles blanches, personnel formé, etc.) pour mesurer les nouveaux POP et les pesticides d'usage courant dans des échantillons environnementaux dans les laboratoires d'Environnement Canada, des autres ministères et des universités.

Enfin, il faut renforcer notre capacité de relier les mesures chimiques aux effets biologiques par l'affectation de sommes supplémentaires aux études à long terme sur le terrain et au soutien à la formation.

Un trappeur de la Holman Society pêchant le touladi et l'omble chevalier à travers la glace, sur le lac Uyaaktuk, près d'Holman (Territoires du Nord-Ouest). Les études montrent que l'exposition aux contaminants, causée par l'abondante consommation de poissons, entraine des troubles dans les paramètres de reproduction ainsi que des carences dans le comportement neurologique et le développement chez les nouveaux-nés et les enfants plus âgés.

Références

Addison, R.F. et T.G. Smith. 1998. « Trends in organochlorine residue concentrations in ringed seal (*Phoca hispida*) from Holman NWT, 1972-1991 ». Arctic 51: 253-261.

Blais, J.M., D.W. Schindler, D.C.G. Muir, L.W. Kimpe, D.B. Donald et B. Rosenberg. 1998. « Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada ». Nature 395: 585-588.

Blanchard, P. 2000. « Northern contaminants air monitoring and interpretation » p. 94-97, dans Sommaire des projets menés dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord en 1999-2000, publié sous la direction de S. Kalhok, Ottawa, ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien. N° de cat. R71-19/76-2000E, QS-8602-000EF-A1.

Braune, B., G.M. Donaldson et K.A. Hobson. 2001. « Retrospective survey of organochlorines and mercury in arctic seabird eggs », p. 155-159. *Dans* Sommaire des projets menés dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord en 1999-2000, publié sous la direction de S. Kalhok, Ottawa, Affaires indiennes et du Nord Canada.

Cortes, D.R., I. Basu, C.W. Sweet, K.A. Brice, R.M. Hoff et R.A. Hites. 1998. « Temporal trends in gas-phase concentrations of chlorinated pesticides measured at the shores of the Great Lakes ». Environ. Sci. Technol. 32: 1920-1927.

Environnement Canada. 1995. Politique de gestion des substances toxiques, Ottawa (Ontario), le Ministère.

Environnement Canada. 1998. « Interim Canadian tissue residue guideline for methyl mercury, Ottawa, Ecosystems Science Directorate ».

Evers, D.C., J.D. Kaplan, M.W. Meyer, P.S. Reaman, W.E. Braselton, A. Major, N. Burgess et A.M. Scheuhammer. 1998. « Geographic trend in mercury measured in common loon feathers and blood ». Environ. Toxicol. Chem. 17: 173-183.

Jensen, J., K. Adhare et R. Shearer (dir. de publ.). 1997. Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien, Ottawa, Affaires indiennes et du Nord Canada.

Johnson, B.L., H.E. Hicks, D.E. Jones, W. Cibulas, A. Wargo et C.T. deRoas. 1998. « Public health implications of persistent toxic substances in the Great Lakes and St. Lawrence basins ». J. Great Lakes Res. 24: 698-722.

Kester, M.H.A., S. Bulduk, D. Tibboel, W. Meinl, H. Glatt, C.N. Falany, M.W.H. Coughtrie, A. Bergman, S.H. Safe, G.G.J.M. Kuiper, A.G. Schuur, A. Brouwer et T.J. Visser. 2000. « Potent inhibition of estrogen sulfotransferase by hydroxylated PCB metabolites: A novel pathway explaining the estrogenic activity of PCBs ». Endocrinology 141(5): 1897-1900.

MEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1997. Guide pour la consommation du poisson gibier de l'Ontario 1997-1998, Toronto (Ontario), Imprimeur de la Reine pour l'Ontario, 173 p. ISSN 0826-9653.

Pierce, R.C., D.M. Whittle et J.B. Bramwell (dir. de publ.). 1998. Les contaminants chimiques dans les écosystèmes aquatiques du Canada, Ottawa, ministère des Pêches et des Océans, 361 p. ISBN 0-660-95962-3.

Sandau, C.D., P. Ayotte, E. Dewailly, J. Duffe et R.J. Norstrom. 2000. « Analysis of hydroxylated metabolites of PCBs (OH-PCBs) and other chlorinated phenolic compounds in whole blood from Canadian Inuit ». Environ. Health Perspect. 108: 611-616.

Schuur, A.G., F.F. Legger, M.E. van Meeteren, M.J.H. Moonen, I. van Leeuwen-Bol, Å. Bergman, T.J. Visser et A. Brouwer. 1998. « In vitro inhibition of thyroid hormone sulfation by hydroxylated metabolites of halogenated aromatic hydrocarbons ». Chemical Res. Toxicol. 11(9): 1075-1081.

Stern, G. et R. Addison. 1999. « Temporal trends of organochlorines in southeast Baffin beluga and Holman ringed seal », p. 203-212. *Dans* « Synopsis of research conducted under the 1998/99 Northern Contaminants Program », publié sous la direction de S. Kalhok, Ottawa, Affaires indiennes et du Nord Canada.

5. SUBSTANCES PERTURBATRICES DU SYSTÈME ENDOCRINIEN

Mark Servos,[1] Peter Delorme,[2] Glen Fox,[3] Roger Sutcliffe[4] et Michael Wade[5]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ontario)
[3]Environnement Canada, Centre national de la recherche faunique, Hull (Québec)
[4]Environnement Canada, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Québec)
[5]Santé Canada, Division de la santé environnementale et toxicologie en milieu de travail, Santé environnementale et sécurité des consommateurs, Ottawa (Ontario)

État de la question

Dans tous les pays du monde, on se préoccupe de plus en plus des risques environnementaux posés par les substances perturbatrices du système endocrinien (SPSE). Ces substances comprennent une grande variété de contaminants environnementaux qui peuvent avoir divers effets sur la croissance, le développement et la reproduction des organismes qui composent le biote. Ces effets peuvent se manifester à des concentrations extrêmement faibles et s'exprimer dans les générations suivantes, bien après l'exposition initiale. Ces effets subtils sont parfois extrêmement difficiles à détecter, bien qu'ils puissent avoir une incidence importante sur les populations et les écosystèmes. Même si les évaluations de la santé humaine et environnementale menées dans le cadre de bon nombre de programmes fédéraux s'attardent particulièrement aux effets sur la reproduction et le développement, les méthodes d'évaluation actuelles ne sont peut-être pas adéquates pour déceler les effets subtils associés à la perturbation du système endocrinien. Les États-Unis et des agences internationales telles que l'OCDE ont commencé à élaborer des programmes visant à détecter et à tester les SPSE, qui pourraient influer profondément sur la manière dont le Canada s'attaquera à ce problème. Il est essentiel que le Canada soit proactif, qu'il détermine et comble les lacunes dans les connaissances selon une perspective canadienne et qu'il anticipe les avancées internationales qui pourraient influer sur ses politiques.

Les préoccupations concernant l'incidence potentielle des substances qui perturbent les fonctions endocriniennes chez les organismes du biote au Canada ont fait en sorte qu'en vertu de la LCPE (*Loi canadienne sur la protection de l'environnement*) de 1999, l'exécution de recherches sur les « substances hormonoperturbantes » est devenue une responsabilité ministérielle pour Environnement Canada et Santé Canada (*LCPE de 1999, partie 3, paragraphe 44(3)*). Nombre de pesticides, de produits pharmaceutiques, de produits chimiques industriels, de métaux et de composés naturels détectés dans l'environnement peuvent altérer la fonction normale du système endocrinien (National Academy of Sciences, 1999; Di Giulio et Tillitt, 1999; Kendall et al., 1998). Au Canada et dans d'autres régions du globe, des études récentes ont associé certaines de ces substances à l'altération de certains aspects de la croissance, de la reproduction et du développement d'espèces animales, incluant les humains (Foster, 2001; McMaster, 2001). On a laissé entendre que ces changements pourraient être liés à des réponses négatives chez des individus ou des populations d'organismes, bien que des recherches plus poussées soient requises pour prouver ce lien (Munkittrick, 2001; Van Der Kraak, 2001; National Academy of Sciences, 1999). Les produits chimiques qui pourraient perturber le système endocrinien comprennent une grande variété de classes de produits et de mélanges (Hewitt et Servos, 2001). Un grand nombre d'activités et de programmes du gouvernement fédéral sont donc touchés (Servos et al., 2000a).

Tendances

Le problème des SPSE a évolué rapidement, et les Canadiens exercent une pression croissante pour que l'on prenne des mesures afin de réduire le risque potentiel que posent ces substances dans l'environnement. En raison de l'incertitude entourant les risques d'effets sérieux et irréversibles, le problème des SPSE a été associé au débat sur le principe de précaution, tant au Canada que dans d'autres sphères de compétence (Commission des communautés européennes, 1999, 2000). La LCPE de 1999 engage le gouvernement à adopter aussi bien l'approche de la charge de la preuve que le principe de précaution dans son processus décisionnel (*Préambule et alinéa 2(1)(a) de la LCPE de 1999*). On a reconnu qu'il faut être proactif pour réduire l'incertitude et prendre des décisions fondées sur des principes scientifiques objectifs (Servos et Luce, 1997; Servos et al., 2000a). Le problème des SPSE présente de nouvelles difficultés pour les évaluations scientifiques des produits chimiques industriels (Sutcliffe, 2001; Servos et al., 2001), des pesticides (Moase et Delorme, 2001) et de l'environnement (Munkittrick, 2001).

De nombreuses activités internationales associées au problème des SPSE ont également des répercussions au Canada. Aux États-Unis, l'obligation d'élaborer une approche pour détecter et tester les substances qui perturbent le système endocrinien au plus tard à l'été 2000 a mené à la conduite de nombreuses activités dans ce

pays (U.S. EPA, 1997). L'OCDE, dont le Canada est un partenaire actif, a lancé un programme pour harmoniser les procédures de test et de détection des SPSE (OECD, 2000). L'Union européenne a récemment publié une stratégie pour les SPSE ainsi qu'une liste des substances chimiques susceptibles de perturber le système endocrinien, lesquelles devront être soumises à des tests plus poussés dans un proche avenir (Commission des communautés européennes, 1999). On s'attend à ce que la question des SPSE continue d'être au premier plan à l'échelle internationale.

Problèmes naissants

Poussé par l'urgence et la complexité du problème, le groupe de travail sur les substances qui perturbent le système endocrinien des cinq ministères des Ressources naturelles (GT SPSE 5-RN) a organisé un atelier pluriministériel et plurisectoriel pour traiter des problèmes naissants reliés à l'évaluation scientifique des SPSE dans l'environnement au Canada. L'ordre du jour de l'atelier faisait une place très importante à l'examen des connaissances scientifiques actuelles sur le problème des SPSE au Canada, mais concernait également la manière dont ce problème s'inscrit dans le cadre réglementaire du gouvernement fédéral. On trouvera ci-après un sommaire des principales conclusions, priorités pour la recherche et recommandations émises au cours de cet atelier qui s'est tenu à l'hôtel Grandview Inn, à Huntsville, en Ontario, du 13 au 17 février 2000 (Servos et al., 2000a).

Présence de substances perturbatrices du système endocrinien dans l'environnement au Canada

Au Canada, on se préoccupe de l'existence d'effets de faible intensité et/ou touchant plusieurs générations, résultant probablement de la perturbation de la fonction endocrinienne normale, qui pourraient passer inaperçus. Des effets sur le développement et la reproduction ont été observés sur la faune au Canada, notamment des cas de malformation et de mortalité embryonnaire chez des oiseaux et des poissons exposés à des produits chimiques industriels ou à des insecticides organochlorés, l'altération de la reproduction et du développement chez des poissons exposés à des effluents d'usines de pâtes et papier, un développement anormal chez des coquillages exposés à des substances antisalissures (TBT) appliquées sur la coque des navires, l'affaiblissement des fonctions thyroïdiennes et immunitaires chez des oiseaux piscivores des Grands Lacs et la féminisation de poissons exposés à des effluents municipaux. Selon les données disponibles, des effets de ce type pourraient finir par se produire chez les humains, bien que l'on ne dispose que de preuves indirectes de leur manifestation à la suite de la contamination de l'environnement. Par exemple, des études menées auprès de cohortes de mères et de jeunes enfants exposés à des contaminants de l'environnement par une consommation importante de poissons contaminés semblent indiquer que les enfants peuvent présenter des troubles cognitifs et neurocomportementaux par suite de l'exposition prénatale. Certains des effets relevés pourraient ne pas survenir directement par un mécanisme endocrinien ou alors, dans certains cas, on ne connaît pas encore ce mécanisme. Toutefois, cela ne diminue pas l'importance des effets ou des observations. Il faut donc porter une attention particulière aux résultats fonctionnels relatifs à la croissance, à la reproduction et au développement lors des stades critiques de la vie plutôt qu'à un mode ou à un mécanisme spécifique, comme une réponse liée à la stimulation d'un récepteur. À la lumière de résultats relativement récents, la surveillance des écosystèmes, telle qu'on la pratique habituellement, et, dans une certaine mesure, les programmes de surveillance de la santé humaine, n'ont pas utilisé de mesures suffisamment sensibles de la croissance, de la reproduction et du développement. Les programmes de surveillance en place doivent être évalués et modifiés pour que l'on puisse répondre à de nouvelles préoccupations, relever les nouveaux problèmes et achever les études mécanistes et toxicologiques.

Évaluation des risques et SPSE au Canada

On peut s'attaquer au problème des SPSE en utilisant le cadre législatif et réglementaire en place au Canada. Les méthodes actuelles de gestion et d'évaluation des risques peuvent être utilisées pour relever les effets produits par l'intermédiaire de mécanismes qui perturbent le système endocrinien, mais il faut également considérer les effets subtils sur la croissance, la reproduction et le développement. Les approches de gestion et d'évaluation des risques doivent être continuellement améliorées et doivent inclure de nouveaux tests et de nouvelles méthodes, au fur et à mesure que ceux-ci deviendront disponibles. Le danger et l'exposition sont tous deux des critères importants pour l'évaluation des risques et l'établissement des priorités; il faut les considérer dans les évaluations des risques. Parmi les données supplémentaires — normalement non disponibles — qu'il faut recueillir pour mener des évaluations des risques posés par des SPSE présumées, mentionnons : des données sur les stades sensibles de la vie; la détermination de fenêtres de sensibilité, incluant l'exposition à ce stade; la présence possible et l'importance de réponses ou d'effets tardifs; les avancées significatives de la science en ce qui concerne les effets des mélanges et les interactions au sein de ces mélanges. Outre des produits chimiques particuliers, on a relevé un certain nombre de sites et de secteurs qui posent les risques les plus élevés; la recherche doit donc être centrée sur ces secteurs.

Tableau 1. Les sites et les secteurs suivants ont été considérés comme les plus importants pour l'étude de l'incidence des SPSE dans l'environnement au Canada (Servos et al., 2000a)

Principaux sites et secteurs
I. Effluents municipaux.
II. Agriculture intensive (incluant l'utilisation de pesticides et la production animale).
III. Effluents des usines de textile.
IV. Secteur des pâtes et papiers (amélioration marquée depuis peu).
V. Mines et métaux.
VI. Sites contaminés dans le passé.
VII. Secteurs préoccupants déterminés (p. ex., ceux du bassin des Grands Lacs).
VIII. Contaminants dans l'Arctique (y compris dans la nourriture des Autochtones).

Activités à l'échelle internationale et répercussions pour le Canada

Les activités menées à l'échelle internationale continueront d'avoir des répercussions importantes sur la gestion du problème des SPSE au Canada. Il faut harmoniser ces activités pour réduire

le plus possible les chevauchements et assurer le maximum d'avantages pour les différents pays qui s'attaquent à ce problème, sans entraver la possibilité d'établir des priorités et des préoccupations nationales différentes de celles qui sont acceptées à l'échelle mondiale. Il est essentiel que le Canada participe aux efforts internationaux de sorte que les tests acceptés à l'échelle internationale soient applicables au contexte canadien (c'est-à-dire, que des aspects uniques tels que le climat, la population, le régime alimentaire et les habitudes d'utilisation des produits chimiques soient pris en considération).

Application de principes scientifiques objectifs au problème des SPSE

Nos évaluations scientifiques et nos procédures de détection des substances toxiques doivent permettre de prendre en considération les effets subtils potentiels sur la reproduction et sur le développement. Bien que les études et les données recueillies in vitro soient utiles, elles ne sont pas directement liées aux réponses *in vivo* ou ne permettent pas de les prévoir. Cette situation devrait toutefois s'améliorer rapidement avec des recherches supplémentaires. Les résultats des tests en laboratoire doivent être reliés à leur portée écologique et aux effets possibles dans l'environnement, notamment en ce qui concerne les stades sensibles de la vie. Les incidences fonctionnelles qui conduisent à un effet néfaste sur une ou plusieurs des variables que sont la survie, la croissance, le développement, la reproduction, le comportement, la compétence immunitaire et la résistance aux maladies doivent être surveillées et évaluées en fonction de l'individu (*in vivo*) ou d'un niveau supérieur.

Les évaluations scientifiques associées au problème des SPSE sont marquées par une grande incertitude, laquelle doit être prise en considération au cours de l'élaboration des options pour la gestion des risques. Il faut adopter une approche de la charge de la preuve, fondée sur l'information la plus crédible disponible, pour prendre des décisions appropriées afin de protéger les citoyens et l'environnement au Canada. Les oestrogènes, les androgènes et les hormones thyroïdiennes sont raisonnablement bien conservées chez les différentes espèces de vertébrés. Il existe toutefois des différences propres à chaque espèce dans la manière dont les hormones agissent et sont régulées. Il faut donc s'attendre à une variabilité dans les réponses de différentes espèces et à une grande incertitude lorsqu'on effectue des extrapolations entre les espèces. Il faut tenir compte, lorsque c'est possible, des interactions avec d'autres produits chimiques, et ce, malgré la complexité de ces phénomènes et les grandes incertitudes en la matière. Chaque programme fédéral peut s'accompagner d'exigences légèrement différentes, mais les principes de base régissant les tests et les évaluations doivent demeurer les mêmes. Il est avantageux d'adopter une approche de test progressif qui tient compte à la fois du danger et de l'exposition; cette approche devra être intégrée dans les programmes canadiens une fois qu'elle aura été validée et acceptée à l'échelle internationale. Il faut poursuivre la collaboration et la consultation avec les intervenants et le public à cet égard.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Les participants à chaque réunion en petit groupe tenue dans le cadre de l'atelier ont relevé les lacunes dans les connaissances et les besoins en recherche, lesquels ont été divisés en deux thèmes principaux : les SPSE dans l'environnement au Canada et l'évaluation des risques; l'application de principes scientifiques objectifs au problème des SPSE. Les lacunes et les besoins ont été résumés, puis les participants ont voté pour établir les priorités (tableau 2; voir le compte rendu de l'atelier pour plus de détails; Servos et al., 2000a). Il faut souligner que les lacunes et les besoins relevés étaient propres au Canada et tenaient compte des aspects uniques de la population et de l'environnement canadiens, de nos approches de gestion des substances toxiques ainsi que de notre expertise et de nos ressources scientifiques dans ce domaine de recherche (tableau 2).

Le Canada doit continuer d'appuyer la recherche pour combler les importantes lacunes dans les connaissances et pour assurer l'application de principes scientifiques objectifs à l'évaluation des risques et à la gestion des SPSE dans l'environnement au Canada. La recherche doit continuer de réduire les grandes incertitudes associées aux évaluations scientifiques de ces types de substances et d'effets. La recherche sur la biologie fondamentale de la reproduction et du développement chez les humains, les organismes qui composent le biote et les écosystèmes est essentielle à la compréhension et à la détection des effets subtils sur la croissance, la reproduction et le développement (et, en bout de ligne, des effets sur des populations) qui se produisent par l'intermédiaire de mécanismes endocriniens ou autres. Il faut soutenir ce type de recherche. Les programmes de recherche canadiens doivent continuer d'être centrés sur nos forces acquises par une longue série d'études sur le terrain, de relever les incidences et de définir les relations de cause à effet. Il faut réduire le plus possible le chevauchement des activités de détection et de test entreprises à l'échelle internationale et participer aux activités internationales pour s'assurer que leurs résultats sont cohérents et applicables à l'environnement au Canada.

Il est essentiel de maintenir la coordination et la collaboration entre les chercheurs du gouvernement, de l'industrie, des universités et des groupes de défense de l'intérêt public. En outre, les interactions entre les chercheurs et les scientifiques appartenant à chacun de ces groupes et qui participent à l'élaboration de la réglementation doivent se poursuivre. Des programmes tels que l'Initiative de recherche sur les substances toxiques (IRST) et le Réseau canadien des centres de toxicologie (RCCT) ainsi que les programmes internes mis en place par le gouvernement et par l'industrie doivent être améliorés et davantage centrés sur l'évaluation scientifique des SPSE. Bien que les scientifiques canadiens apportent une contribution importante à la résolution du problème des SPSE à l'échelle internationale, les ressources scientifiques dont dispose le Canada pour résoudre ce problème sont limitées et doivent être renforcées. On a besoin de programmes de surveillance améliorés, fondés sur des principes scientifiques, pour déceler et évaluer les risques que posent les SPSE pour la population et l'environnement au Canada. Il faut aussi améliorer les programmes de surveillance actuels pour permettre la détection des SPSE et de leurs effets dans l'environnement au Canada et relever les préoccupations à ce sujet.

Tableau 2. Lacunes dans les connaissances et besoins en recherche relevés en vue de l'évaluation scientifique des SPSE dans l'environnement au Canada.

Priorités*	Présence de SPSE dans l'environnement au Canada et évaluation des risques
1.	Étalonnage des tests relatifs aux SPSE ou évaluation de leur pertinence écologique — application des tests hors du laboratoire et évaluation de leur pouvoir de détection des incidences ou des effets néfastes des SPSE dans l'environnement.
2.	Amélioration des connaissances de base sur le rôle des hormones dans le développement des systèmes nerveux, reproductif et immunitaire chez les humains et les espèces pertinentes.
3.	Amélioration de la compréhension du rôle et de l'importance des substances naturelles actives sur le plan hormonal dans le problème des SPSE (en ce qui concerne les tests).
4.	Orientation complète sur la manière d'interpréter et d'utiliser les données scientifiques dans les cadres décisionnels relatifs à la gestion des risques.
5.	Définition des notions de risque acceptable et d'effet néfaste.
6.	Information sur les risques (nécessité d'améliorer les activités actuelles).
7.	Conceptualisation et reconnaissance de résultats pour évaluer les effets liés à des changements liés à l'organisation se produisant aux stades précoces de la vie (comportementaux, immunitaires, endocriniens, etc.).
8.	Amélioration des connaissances de base sur la spécialisation et le développement précoces du système endocrinien et des organes reproducteurs depuis la fécondation chez les vertébrés.
9.	Correction des lacunes dans les données sur l'exposition et les données de surveillance.
10.	Amélioration de la compréhension des effets des SPSE chez les invertébrés.
11.	Établissement d'une connaissance mécaniste du lien entre les réponses *in vitro* et *in vivo*.
12.	Compréhension du lien entre les résultats des tests (détection) et les effets néfastes.

Priorités*	Application de principes scientifiques objectifs au problème des SPSE au Canada
1.	Établissement d'un lien entre les tests en laboratoire et le monde réel. Les tests permettent-ils de prévoir les effets dans le monde réel? Des effets se produisent-ils dans des populations réelles sans que des tests aient permis de les prévoir?
2.	Établissement d'un lien entre les méthodes de test et de détection et leur pertinence écologique (notamment en ce qui concerne les stades sensibles de la vie).
3.	Élaboration d'un cadre pour l'analyse des risques posés par les interactions des SPSE dans les mélanges et les effluents.
4.	Amélioration des connaissances sur l'exposition aux SPSE et la dispersion de ces substances dans l'environnement.
5.	Amélioration des connaissances sur les effets de faibles doses et les seuils.
6.	Capacité de distinguer les effets des oestrogènes naturels de ceux des produits chimiques anthropiques.
7.	Établissement d'un lien entre les réponses des biomarqueurs et les effets néfastes atypiques (sur la croissance, le développement et la reproduction).
8.	Élaboration d'un cadre pour la prise en compte des valeurs du public dans les décisions relatives à la gestion des risques.
9.	Amélioration des efforts de surveillance des effets dans l'environnement.
10.	Amélioration des connaissances concernant les effets sur le système immunitaire.
11.	Exécution d'études mécanistes, notamment sur les complications résultant de la présence d'agents agonistes mélangés (oestrogéniques dans certains tissus, anti-oestrogéniques dans d'autres).
12.	Élaboration d'un cadre pour l'évaluation des risques résultant d'expositions ou d'effets cumulatifs (au lieu d'une approche fondée sur un seul composé).

**Les priorités ont été établies par tous les participants à l'atelier par voie de scrutin.*

Le problème des SPSE a une portée étendue; il est directement lié à nombre d'autres initiatives et problèmes nationaux concernant la santé environnementale. Sa complexité nécessitera une réponse coordonnée de la part des ministères fédéraux, de l'industrie, des universités et d'autres organismes. Les activités connexes menées dans d'autres pays ou communautés, notamment aux États-Unis, au Japon et en Europe, influeront sur la formation de l'opinion publique et l'élaboration de politiques au Canada au cours des prochains mois et des prochaines années. Le programme national sur les SPSE dans l'environnement au Canada devrait porter sur les quatre aspects suivants (Servos et al., 2000b).

Leadership national et information sur le problème des SPSE au Canada

L'établissement d'un leadership national, à l'échelle fédérale, concernant le problème des SPSE présentes dans l'environnement constitue l'une des principales priorités. Ce problème est directement lié à bon nombre d'autres problèmes de santé environnementale prioritaires, notamment la santé environnementale des enfants, les POP, l'application de la LCPE et la réglementation des pesticides. Au Canada comme dans d'autres pays, il a également été directement associé au débat sur le principe de précaution. Il faut établir un programme complet et coordonné de recherche coopérative, de communication et d'élaboration de politiques et de règlements. Les ministères fédéraux, l'industrie, les universités et les groupes de défense de l'intérêt public doivent participer activement et collaborer à la production des connaissances nécessaires pour mener des évaluations fondées sur des principes scientifiques objectifs et pour établir des règlements et des politiques appropriés. Il faut établir un programme de communication national pour fournir aux scientifiques, aux décideurs et au public de l'information à jour sur les avancées et sur les activités nationales et internationales.

Établissement d'une meilleure base de connaissances sur l'exposition aux SPSE et les effets de ces substances dans l'environnement au Canada

Les scientifiques canadiens ont joué un rôle important dans les activités relatives aux SPSE en menant certaines des études sur le terrain les plus complètes : effets des organochlorés sur les oiseaux, effets sur la reproduction des poissons exposés à des effluents d'usines de pâtes et effets des produits chimiques sur les réponses tributaires du fonctionnement hormonal, comme la smoltification. Ces scientifiques, notamment ceux qui travaillent au sein du gouvernement fédéral, doivent miser sur les forces historiques des activités scientifiques et des programmes canadiens

relatifs à l'évaluation des effets sur les écosystèmes pour accroître le plus possible la contribution du Canada aux efforts internationaux. En raison de ressources limitées, les programmes de recherche doivent être ciblés et exécutés par ordre de priorité si l'on veut maximiser leur efficacité. Ces programmes doivent mettre l'accent sur l'obtention de connaissances et d'outils qui permettront de mener des évaluations environnementales plus complètes; ils doivent en outre appliquer ces outils dans les études sur le terrain et en laboratoire pour qu'on puisse déterminer dans quelle mesure la population et l'environnement pourraient être affectés. Les scientifiques du Canada possèdent une expertise considérable en ce qui concerne la validation de la pertinence de réponses et d'expositions spécifiques dans l'ensemble du règne animal et chez différentes populations (incluant les populations humaines). Il faut mettre l'accent sur la détermination de la pertinence et de l'acceptabilité des réponses aux SPSE et des tests reconnus à l'échelle internationale pour la population et l'environnement au Canada.

Le gouvernement fédéral doit donner la priorité à l'évaluation des sites, des secteurs et des populations qui sont considérés comme les plus susceptibles de présenter des effets néfastes sur les résultats fonctionnels relatifs à la croissance, à la reproduction ou au développement des organismes qui composent le biote par la perturbation de la fonction endocrinienne ainsi que par d'autres mécanismes qui sont encore partiellement méconnus. La perturbation du système endocrinien ne doit être considérée que comme l'un des nombreux mécanismes par lesquels les effets environnementaux peuvent se produire. Les programmes de recherche doivent être centrés à la fois sur les problèmes déjà reconnus, tels que les effluents industriels et les substances prioritaires, et sur les problèmes naissants tels que l'agriculture intensive (pesticides et déchets animaux), l'exposition urbaine (p. ex., air, égouts, eaux de ruissellement) et les nouveaux produits chimiques. Il faut utiliser la collaboration et les partenariats avec les universités et l'industrie pour parfaire les mécanismes de recherche et d'autres instruments essentiels qui nous permettront de mener des évaluations scientifiques des SPSE présentes dans l'environnement au Canada.

Harmonisation des protocoles de détection et d'essai aux échelles nationale et internationale

On reconnaît que l'élaboration de méthodes de détection et de test constitue un domaine de recherche et stratégique important, autant au Canada qu'à l'échelle internationale. On déploie des efforts considérables dans d'autres pays pour élaborer et valider des méthodes de détection et de test des SPSE. Les Canadiens doivent participer et soutenir les efforts consentis par les organismes internationaux, notamment l'OCDE, pour harmoniser les méthodes de détection et de test acceptées à l'échelle internationale en vue de résoudre ce problème mondial complexe. Toutefois, les programmes de recherche canadiens ne doivent pas mettre l'accent sur ce point. Le Canada doit travailler avec diverses agences internationales pour valider et étalonner les tests actuellement proposés et destinés à tous les pays et pour assurer leur applicabilité à la population et à l'environnement au Canada. Il faut activement éviter la répétition des efforts déployés par d'autres pays pour accroître le plus possible notre contribution aux efforts internationaux.

Amélioration de l'évaluation scientifique et prise de mesures concernant les substances d'intérêt prioritaire

La perception publique du problème des SPSE a évolué rapidement d'un intérêt scientifique vers la recherche de mesures visant à protéger la santé des humains et de l'écosystème. La LCPE de 1999 impose la conduite de recherches sur les « substances hormonoperturbantes » et l'application de l'approche de la charge de la preuve et du principe de précaution pour la gestion des substances toxiques au Canada. Bien que des considérations particulières soient associées à l'évaluation des SPSE, on peut résoudre le problème que posent ces substances en utilisant les cadres d'évaluation et de gestion des risques actuels si on y apporte des modifications mineures pour y inclure les nouvelles connaissances et les nouveaux protocoles de tests.

Il faut continuer d'évaluer les substances prioritaires telles que les BPC, les tributylétains et certains pesticides et produits chimiques industriels qui ont — ou que l'on soupçonne d'avoir — des effets sur la croissance, la reproduction ou le développement, probablement par l'intermédiaire de l'altération du système endocrinien, pour déterminer les risques qu'ils posent pour l'environnement au Canada. Le Canada doit s'employer à mettre en œuvre les accords et protocoles nationaux ou internationaux actuels (tels que le protocole relatif aux polluants organiques persistants) pour réduire l'exposition à ces produits chimiques dans l'environnement. Tous les ministères fédéraux doivent prendre des mesures pour réduire l'exposition aux SPSE et les risques que celle-ci comporte pour la population et l'environnement.

Il faut mener des recherches pour élaborer de meilleurs outils d'évaluation et de gestion des produits chimiques de cette classe afin de réduire les incertitudes et de concevoir des méthodes correctives et de réduction des risques plus efficaces. Au fur et à mesure que les procédures de détection et de test acceptées à l'échelle internationale seront validées et rendues disponibles (d'ici deux à cinq ans), il faudra les intégrer dans le cadre de réglementation actuel, lequel tient compte à la fois du danger et de l'exposition dans la caractérisation du risque et la formulation des options relatives à la gestion des risques. Les programmes de surveillance de la santé environnementale et humaine doivent être modifiés et améliorés si l'on veut établir les ressources qui nous permettront de détecter l'exposition et les effets subtils à des stades de développement critiques des organismes qui composent le biote et des humains.

Remerciements

Les membres du GT SPSE 5-RN ont investi des efforts considérables dans cette initiative. Il s'agit de H. Amys, P. Cureton, G. Cooke, P. Delorme, S. De Silva, G. Fox, R. Garrett, C. Hrenchuk, D. Kreutzeiser, K. Munkittrick, A. Niimi, E. Postlethwaite, M. Servos (co-président), R. Sutcliffe, E. Topp, L. Toy, H. Vandermeulen, M. Wade (co-président) et L. Webster.

L'agriculture intensive est l'une des principales causes de la perturbation endocrinienne dans le milieu canadien.

Références

Commissaire à l'environnement et au développement durable. 1999. Rapport du Commissaire à l'environnement et au développement durable à la Chambre des communes : La gestion des substances toxiques. Ottawa. Ministre des Travaux publics et des Services gouvernementaux Canada. N° de cat. FA1-2/1999-3F.

Commission des communautés européennes. 1999. Stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens — une série de substances suspectées d'influer sur le système hormonal des hommes et des animaux, communication de la Commission au Conseil et au Parlement. Bruxelles. 35 p.

Commission des communautés européennes. 2000. Communication de la Commission sur le recours au principe de précaution. Bruxelles. 29 p.

Di Giulio, R.T. et D.E. Tillitt. 1999. « Reproductive and developmental effects of contaminants in oviparous vertebrates ». Pensacola (Floride). SETAC Press. 447 p.

Foster, W. 2001. « Endocrine disruption and human reproductive effects: an overview ». Water Qual. Res. J. Canada 36: 253-271.

Hewitt, M.L. et M.R. Servos. 2001. « An overview of substances present in the Canadian aquatic environments associated with endocrine disruption ». Water Qual. Res. J. Canada 36: 191-213.

Kendall, R., R. Dickson, J. Geisy et W. Suk. 1998. « Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife ». Pensacola (Floride). SETAC Press. 491 p.

McMaster, M. 2001. « A review of the evidence for endocrine disruption in Canadian aquatic ecosystems ». Water Qual. Res. J. Canada 36: 215-231.

Moase, C. et P. Delorme. 2000. « Risk assessment and risk management for pesticides in Canada ». dans « Proceeding of the 5-NR Workshop: Establishing a National Agenda for the Scientific Assessment of Endocrine Disrupting Substances », publié sous la direction de M. Servos, P. Delorme, G. Fox, R. Sutcliffe et M. Wade. Huntsville (Ontario). Atelier tenu du 13 au 17 février 2000.

Munkittrick, K. 2001. « Assessment of the effects of endocrine disrupting substances in the Canadian environment ». Water Qual. Res. J. Canada 36: 293-302.

National Academy of Sciences. 1999. « Hormonally active agents in the environment. Committee on Hormonally active agents in the environment », Washington, National Academy of Sciences. National Academy Press. 414 p.

OECD. 2000. « OECD Chemicals Programme. Co-ordination of Endocrine Disrupters Assessment ». Sur Internet : http://www.oecd.org/ehs/endocrin.htm.

Projet de loi C-32 : *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Ottawa. Groupe Communication Canada. 1999. Adopté par la Chambre des communes du Canada, le 1er juin 1999.

Servos, M. et S. Luce. 1997. « Proceedings of the Environment Canada workshop on endocrine disruptor compounds: identifying research needs and priorities ». Niagara Falls (Ontario). 115 p. Atelier tenu les 23 et 24 octobre 1997.

Servos, M., P. Delorme, G. Fox, R. Sutcliffe et M. Wade. 2000a. « Proceedings of the 5-NR workshop: Establishing a national agenda for the scientific assessment of endocrine disrupting substances », 340 p.

Servos, M., P. Delorme, G. Fox, R. Sutcliffe et M. Wade. 2000b. « Establishing a national agenda for the scientific assessment of endocrine disrupting substances: workshop executive summary », 26 p.

Servos, M., N. Davidson et T. Rawn. 2001. « Risk assessment of and endocrine disrupting substances: a case study ». Water Qual. Res. J. Canada 36: Sous presse.

Sutcliffe, R. 2001. « Endocrine disrupting substances and ecological risk assessment in Canada for commercial chemicals ». Water Qual. Res. J. Canada 36: 303-317.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1997. « Endocrine disruptor screening and testing advisory committee (EDSTAC) final report ». Sur Internet : www.epa.gov/opptintr/opptendo/final.htm.

Van Der Kraak, G. 2001. « Comparative endocrinology and implications for assessing ecosystems ». Water Qual. Res. J. Canada 36: Sous presse.

6. ÉLÉMENTS NUTRITIFS — AZOTE ET PHOSPHORE

P.A. Chambers,[1] M. Guy,[2] E. Roberts,[3] M.N. Charlton,[1] R. Kent,[3] C. Gagnon,[4] G. Grove,[2] N. Foster,[5] C. DeKimpe[6] et M. Giddings[7]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Saskatoon (Saskatchewan)
[3]Environnement Canada, Division des recommandations et des normes, Ottawa (Ontario)
[4]Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal (Québec)
[5]Ressources naturelles Canada, Centre de foresterie des Grands Lacs, Sault Ste. Marie (Ontario)
[6]Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Ottawa (Ontario)
[7]Santé Canada, Programme de la qualité de l'eau, Ottawa (Ontario)

État de la question

L'azote (N) et le phosphore (P) sont des éléments nutritifs essentiels qui font l'objet d'une compétition importante dans les écosystèmes aquatiques et terrestres qui n'ont pas été sévèrement affectés par l'activité humaine. Jusqu'à récemment, l'apport d'azote et de phosphore était limité pour la plupart des végétaux et, en bout de ligne, des animaux. L'azote gazeux, la principale source d'azote, ne pouvait être utilisé par les végétaux qu'après avoir été fixé par certaines bactéries ou algues et transformé en ammoniac et en composés nitrés. De la même manière, le phosphore provenant des minéraux phosphatés, la principale source de cet élément, n'était disponible que par l'érosion. En conséquence, avant l'établissement des populations humaines et l'expansion de l'agriculture, l'azote et le phosphore étaient des éléments nutritifs limitants dans la plupart des écosystèmes. De plus, en raison de la demande élevée pour l'azote et le phosphore, ces éléments nutritifs étaient stockés et recyclés à proximité immédiate des emplacements où ils étaient capturés. Cette situation était vraie pour les végétaux et pour les animaux, incluant les humains, car, avant l'urbanisation, les excréments du bétail et des humains ainsi que d'autres déchets compostés étaient retournés dans les sols, fermant ainsi la boucle du recyclage des éléments nutritifs et maintenant la fertilité des sols.

La quantité d'azote et de phosphore disponible pour les végétaux a considérablement augmenté depuis plusieurs décennies en raison de l'accroissement massif de l'utilisation des engrais, du brûlage de combustibles fossiles, de l'aménagement de grands centres urbains et de l'intensification du défrichage et du déboisement. La quantité d'azote disponible a plus que doublé depuis les années 1940, les activités humaines produisant 210 millions de tonnes d'azote par année contre seulement 140 millions de tonnes par année pour les processus naturels (Vitousek et al., 1997). De la même manière, l'érosion naturelle des roches phosphatées constitue maintenant une source de phosphore bien moins importante que les activités minières, 140 millions de tonnes de roches phosphatées étant exploitées chaque année (Steen, 1998).

Cet apport d'éléments nutritifs a perturbé les cycles naturels de l'azote et du phosphore. Là où, depuis toujours, on épandait le fumier animal et les déchets humains sur les terres agricoles pour recycler les éléments nutritifs, un système à passage unique prédomine désormais. Ainsi, les phosphates extraits des roches phosphatées et l'azote inorganique fixé à partir de l'azote gazeux par l'application de procédés industriels sont épandus sur les terres agricoles ou servent à alimenter le bétail. Les éléments nutritifs passent de la ferme aux villes sous forme de denrées alimentaires et, pour la plupart, aboutissent dans les sites d'enfouissement (boues d'épuration, cendres d'incinération) ou dans les eaux superficielles ou souterraines (Caraco, 1993; Nixon et al., 1996). De l'azote et du phosphore réactifs rejetés dans l'atmosphère par suite des pratiques agricoles, comme émissions industrielles et, dans le cas de l'azote, comme sous-produit du chauffage des habitations et de la combustion dans les moteurs des automobiles peuvent se déplacer avec les masses d'air et se déposer à des centaines ou à des milliers de kilomètres de leur source.

Les conséquences environnementales de l'apport d'azote et de phosphore biodisponibles dans les écosystèmes du globe peuvent être profondes. D'après notre examen des résultats scientifiques disponibles, nous pouvons affirmer que les charges d'azote et de phosphore résultant des activités humaines ont :

- accéléré l'eutrophisation de certains lacs, cours d'eau et milieux humides au Canada, entraînant des pertes d'habitats, des modifications de la biodiversité et, dans certains cas, des pertes de potentiel récréatif;
- augmenté la fréquence à laquelle la ligne directrice relative à la teneur en nitrates de l'eau potable a été dépassée dans les eaux souterraines du Canada ainsi que l'étendue géographique sur laquelle on a pu observer de tels relevés et ont entraîné des coûts supplémentaires pour les Canadiens qui doivent acheminer l'eau domestique depuis des sites éloignés;

- causé (et continuent de causer) des mortalités chez les poissons du sud-ouest de l'Ontario en raison de la toxicité de l'ammoniac;
- contribué au déclin des populations d'amphibiens du sud de l'Ontario en raison de l'exposition prolongée à des concentrations élevées de nitrates;
- conduit à une élévation des risques pour la santé humaine par l'augmentation de la fréquence et de l'étendue des proliférations d'algues toxiques dans les lacs et les eaux côtières du Canada;
- suscité des préoccupations concernant la qualité de vie des Canadiens par la limitation de l'utilisation de l'eau (p. ex., croissance excessive des algues et des plantes aquatiques), l'altération de ses qualités esthétiques (préoccupations relatives aux problèmes de goût et d'odeur dans les sources d'approvisionnement) et la contamination des sources d'approvisionnement en eau (p. ex., par les nitrates et les trihalométhanes [THM] résultant de la désinfection des eaux qui renferment des matières organiques);
- augmenté le fardeau économique des Canadiens en raison de la nécessité de traiter, de surveiller et de restaurer les eaux contaminées.

Tendances

À l'heure actuelle, les problèmes environnementaux causés par la présence excessive d'éléments nutritifs sont moins graves au Canada que dans des pays qui possèdent une plus longue histoire de peuplement et de production agricole. Cette tendance est due à la faible densité de la population canadienne et aux mesures de protection qui ont été mises en place par les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux au cours des 30 dernières années. Toutefois, bien que l'on ait enregistré des succès, les problèmes de santé environnementale et humaine associés aux éléments nutritifs sont évidents dans l'ensemble du Canada.

Les eaux usées domestiques représentent la plus importante source ponctuelle d'azote et de phosphore dans l'environnement au Canada, et il continuera vraisemblablement d'en être de même. On estime que les installations de traitement des eaux usées municipales ont rejeté, en 1996, 5600 tonnes de phosphore total et 80 000 tonnes d'azote total dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières (tableau 1) et ce, en dépit du fait que, cette même année, 73 % des Canadiens étaient desservis par des réseaux d'égout municipaux et 94 % des eaux usées recueillies dans les égouts subissaient au moins un traitement primaire. La plus grande partie de l'azote et du phosphore présents dans les eaux usées domestiques proviennent des déchets humains (urine et excréments). Outre les eaux domestiques recueillies dans les réseaux d'égout, les fosses septiques, les écoulements urbains et les trop-plein des réseaux d'égout unitaires sont également des sources importantes d'éléments nutritifs dans les eaux superficielles et souterraines. On ne dispose pas de données nationales sur les pertes dues au lessivage dans les sites d'enfouissement municipaux.

Tableau 1. Comparaison des charges d'azote et de phosphore provenant de différentes sources dans les eaux souterraines et superficielles au Canada, 1996.

Sources d'éléments nutritifs	Azote (10^3 tonnes/année)	Phosphore (10^3 tonnes/année)
Municipalités		
- Installations de traitement des eaux usées municipales	80,3	5,6
- Réseaux d'égout	11,8	2,3
Fosses septiques	15,4	1,9
Industrie[1]	11,8	2,0
Agriculture[2] (charges résiduelles après la récolte)	293	55
Aquiculture	2,3	0,5
Dépôt atmosphérique dans les eaux†	182 (NO_3^- et NH_4^+ seulement)	s.o.

[1]Les charges d'azote de sources industrielles sont fondées sur le NO_3 et le NH_3; il s'agit donc d'azote inorganique dissous et non pas d'azote total. Les chiffres indiqués ne tiennent pas compte des rejets des industries du Nouveau-Brunswick, de l'Île-du-Prince-Édouard et de la Nouvelle-Écosse. Pour le Québec, les données ne concernent que les industries qui rejettent des éléments nutritifs dans le fleuve Saint-Laurent.

[2]Les charges résiduelles représentent la différence entre la quantité d'azote ou de phosphore disponible au moment de la croissance des cultures et la quantité de ces éléments nutritifs retirée au moment de la récolte; on ne dispose pas de données sur la portion de ces charges résiduelles qui migre vers les eaux superficielles et souterraines.

Les rejets d'eaux usées industrielles sont une autre source importante d'azote et de phosphore dans l'environnement. Les améliorations apportées aux procédés industriels au cours des dernières années ont amené une réduction des charges en éléments nutritifs attribuables à certains secteurs industriels. Toutefois, on ne surveille pas toutes les industries dans toutes les provinces ou territoires, de sorte qu'il est impossible d'obtenir des estimations précises des charges d'azote et de phosphore d'origine industrielle dans l'environnement. On ne dispose pas non plus de données nationales sur les pertes dues au lessivage dans les sites d'enfouissement industriels.

Les activités agricoles sont la plus importante source diffuse d'éléments nutritifs dans l'environnement. En 1996, environ 55 000 tonnes de phosphore et 293 000 tonnes d'azote sont demeurées dans les champs après la récolte (tableau 1). Bien qu'il n'existe pas de données nationales sur la portion de ces charges qui migre vers les eaux superficielles et souterraines, une évaluation récente des pertes en azote dans les terres agricoles marquées par un excédent d'eau prévoyait que 17 % des terres de l'Ontario, 6 % des terres du Québec et 3 % des terres de la région de l'Atlantique produiraient des écoulements ou des eaux d'infiltration contenant plus de 14 mg/L d'azote (MacDonald, 2000). En Colombie-Britannique, 5 % des terres agricoles possèdent un excédent d'eau, et on prévoyait que 69 % des terres de cette région produiraient des écoulements ou des eaux d'infiltration contenant plus de 14 mg/L d'azote. Comme on s'attend à un accroissement de l'élevage intensif du bétail et des cultures qui présentent une demande élevée en éléments nutritifs, les pertes d'azote et de phosphore vers les eaux superficielles ou souterraines résultant des activités agricoles devraient augmenter à l'avenir.

L'aquaculture est une source peu importante mais croissante d'éléments nutritifs dans les eaux du Canada (tableau 1). Les rejets d'éléments nutritifs par les systèmes piscicoles proviennent de l'excrétion de déchets dissous ou solides et des aliments non consommés. Bien que les pertes attribuables à l'aquaculture représentent une quantité comparativement faible à l'échelle nationale, elles peuvent être un apport non négligeable dans les petites baies où l'on pratique couramment l'aquaculture.

Les pratiques de gestion forestière qui perturbent le cycle des éléments nutritifs entre le sol et les arbres (p. ex., récolte de bois, préparation des sites et brûlage de déchets forestiers et fertilisation) peuvent entraîner une augmentation des concentrations d'azote et, dans une moindre mesure, de phosphore dans les cours d'eau. Toutefois, comme ces effets n'ont été étudiés que dans un nombre relativement restreint de sites au Canada, on ne peut pas décrire les modifications des charges d'éléments nutritifs attribuables aux pratiques de gestion forestière pour la plus grande partie du pays.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Le présent examen a démontré la portée nationale de l'incidence des apports d'éléments nutritifs sur les écosystèmes aquatiques au Canada. Les résultats montrent clairement que les éléments nutritifs rejetés dans l'environnement par suite des activités humaines dégradent certains écosystèmes, suscitent des préoccupations concernant la qualité de vie des Canadiens et, à l'occasion, menacent la santé humaine.

Bien que nous ayons documenté les changements nuisibles découlant des charges d'éléments nutritifs dans les écosystèmes et l'incidence de ces changements sur la qualité de vie des Canadiens, notre capacité d'évaluer les changements dans les écosystèmes était limitée par des lacunes dans les données. Ces lacunes peuvent être grossièrement divisées en deux catégories : connaissance insuffisante des effets de l'apport d'éléments nutritifs sur les écosystèmes et sur la santé humaine; insuffisance de données de surveillance des émissions, des rejets et des conditions ambiantes.

Connaissance insuffisante des effets de l'apport d'éléments nutritifs sur les écosystèmes et sur la santé humaine

La gestion des éléments nutritifs est un problème environnemental persistant contrairement à d'autres, comme celui des produits chimiques toxiques, lesquels peuvent être éliminés par la reformulation ou par l'arrêt de la production. On a besoin de recherches supplémentaires pour comprendre les effets de l'apport d'éléments nutritifs sur les écosystèmes. Les domaines auxquels on doit accorder une attention particulière sont les suivants.

- Le rôle des éléments nutritifs dans la prolifération des cyanophycées et la production de toxines.
- Le rôle des éléments nutritifs dans l'apparition des problèmes de goût et d'odeur dans les sources d'approvisionnement en eau potable.
- Les interactions des éléments nutritifs avec des contaminants organiques et les effets de ces interactions sur les réseaux trophiques aquatiques.
- Les effets des panaches d'eaux usées municipales et industrielles sur les organismes aquatiques durant les mois d'hiver, lorsque les eaux sont couvertes de glace (c.-à-d. faible mélange du panache et des eaux froides).
- Le devenir et le transport des éléments nutritifs dans différents écosystèmes (milieux humides, eaux côtières, fleuves et lacs) et leurs effets sur le biote.
- Les effets de l'accumulation des charges d'éléments nutritifs (sur plusieurs décennies) sur les écosystèmes aquatiques et terrestres, y compris sur la qualité de l'eau, des sédiments et des sols et sur les réseaux trophiques.
- Les effets des pratiques de gestion forestière et des activités agricoles sur les pertes en éléments nutritifs et le transport vers les écosystèmes aquatiques et les eaux souterraines.
- Les effets cumulatifs de plusieurs sources d'éléments nutritifs dans une même région sur l'environnement aquatique.
- La relation entre les concentrations d'éléments nutritifs et la biomasse végétale aquatique, notamment pour les cours d'eau et les eaux côtières, et le seuil à partir duquel la croissance des plantes aquatiques commence à restreindre les utilisations bénéfiques des cours d'eau.

Insuffisance de données de surveillance

Bien que l'on mette tout en œuvre pour déterminer l'état des écosystèmes en ce qui concerne les éléments nutritifs, les données sur les sources et les conséquences sont de moins en moins disponibles à mesure que l'on considère les lacs, les cours d'eau, les milieux humides, les eaux souterraines, les eaux côtières et, finalement, les forêts. Les sujets auxquels on doit prêter une attention particulière sont les suivants.

- Charges provenant des industries dans les eaux de surface. À l'heure actuelle, la disponibilité des données sur l'azote et le phosphore provenant des industries qui ne sont pas reliées à des installations de traitement des eaux usées municipales est variable : les exigences de surveillance et de déclaration diffèrent selon les provinces et les territoires et selon les secteurs industriels. Sur les 2130 industries qui possèdent un permis de rejet au Canada, nous n'avons pu obtenir des données qu'auprès de 91 sur les charges de nitrates, 142 sur les charges d'ammoniac et 191 sur les charges de phosphore total. En outre, les données ne sont pas conservées dans une base de données unique.
- Charges provenant des installations de traitement des eaux usées municipales dans les eaux de surface. À l'heure actuelle, on dispose de données sur les charges d'azote et de phosphore provenant de certaines installations de traitement au Canada, mais les données ne sont pas cohérentes en ce qui concerne les paramètres mesurés ou la fréquence de l'échantillonnage. En outre, les données ne sont pas conservées dans une base de données unique. Nous avons analysé les charges d'éléments nutritifs provenant des installations de traitement des eaux usées municipales en utilisant des coefficients de charge par habitant pour les populations bénéficiant de différents degrés de traitement.
- Charges provenant des exploitations agricoles dans les eaux superficielles et souterraines. Bien que des études aient été menées à l'échelle de parcelles, de champs ou de petits bassins hydrographiques, il était impossible de réaliser des

estimations régionales ou nationales des charges d'éléments nutritifs dans les eaux superficielles ou souterraines.

- Dépôt atmosphérique de phosphore et d'azote total. Bien que l'on dispose d'estimations du dépôt atmosphérique d'azote inorganique dissous grâce à un réseau de sites de surveillance provinciaux et fédéraux, il n'existe aucune donnée sur l'azote total ou le phosphore total et aucune estimation sur les rejets provenant de différents secteurs.
- Qualité des eaux souterraines. Les programmes de surveillance des puits artésiens sont épars au Canada. Certains puits affichent une teneur en nitrates supérieure ou égale à la valeur établie dans la ligne directrice. On dispose de peu de données sur l'ammoniac et sur le phosphore dans les eaux souterraines.
- Mortalité de poissons résultant de déversements accidentels ou de rejets de composés associés aux éléments nutritifs. À l'heure actuelle, la déclaration est volontaire.

Le présent examen a clairement documenté des signes de dégradation de l'environnement dus aux charges d'éléments nutritifs d'origine anthropique au Canada. Il existe toutefois des solutions fondées sur la science qui peuvent nous aider à réduire davantage les pertes d'éléments nutritifs et, de là, à améliorer la qualité de l'environnement. On élabore de nouvelles techniques qui permettront de réduire le plus possible les charges d'éléments nutritifs dans l'environnement. Des options sont disponibles, notamment dans les pays qui sont confrontés depuis longtemps au problème des éléments nutritifs. Il faut adopter une approche multidimensionnelle pour assurer la protection de la qualité de l'eau. Une telle approche doit inclure les éléments suivants.

- Élaboration de plans de gestion pour des bassins hydrographiques particuliers où les lacs, les fleuves ou les estuaires sont déjà eutrophes en raison de l'activité humaine ou, encore, ne sont pas encore aménagés et sont sensibles à l'enrichissement par les éléments nutritifs.
- Élaboration de lignes directrices relatives aux éléments nutritifs pour la protection des organismes aquatiques dans différents types d'étendues d'eau (cours d'eau, lacs, eaux côtières et milieux humides) et dans différentes écorégions du Canada.
- Amélioration de la surveillance des charges d'éléments nutritifs provenant des industries, des eaux usées municipales et des exploitations agricoles dans les eaux superficielles et souterraines.
- Élaboration de plans ou de codes de pratique pour la gestion des éléments nutritifs afin de réduire les charges provenant de secteurs particuliers qui couvrent de vastes étendues et qui, de façon générale, doivent mieux gérer les éléments nutritifs (p. ex., installations de traitement des eaux usées municipales, industries, exploitations agricoles et aquacoles).
- Réalisation de recherches sur les indicateurs environnementaux, les techniques de récupération et de recyclage des éléments nutritifs et les pratiques de gestion (techniques et environnementales) qui permettent de réduire le plus possible les pertes d'éléments nutritifs.
- Éducation élargie du public sur la prévention de la contamination de l'eau par les éléments nutritifs.

On a besoin de tous ces différents outils si l'on veut contrer l'incidence des éléments nutritifs sur les eaux superficielles et souterraines et donner effet aux principes de durabilité économique et environnementale.

Les quantités d'azote et de phosphore disponibles ont énormément augmenté ces dernières décennies, entraînant des conséquences très étendues pour l'environnement.

Références

Caraco, N.F. 1993. « Disturbance of the phosphorus cycle: a case of indirect effects of human activity ». Trends Ecol. Evol. 7: 51-54.

MacDonald, K.B. 2000. « Risque de contamination de l'eau par l'azote », dans L'agriculture écologiquement durable au Canada : Rapport du Projet des indicateurs agroenvironnementaux, publié sous la direction de T. MacRae, C.A.S. Smith et L.J. Gregorich, Ottawa, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Direction générale des politiques, Administration du rétablissement agricole des Prairies.

Nixon S.W., J.W. Ammerman, L.P. Atkinson, V.M. Berounsky, G.B. Billen, W.C. Boichourt, W.R. Boynton, T.M. Church, D.M. Di'Toro, R. Elmgren, J.H. Garber, A.E. Giblin, R.A. Jahnke, N.J.P. Owens, M.E.Q. Pilson et S.P. Seitzinger. 1996. « The fate of nitrogen and phosphorus and the land-sea margin of the North Atlantic Ocean ». Biogeochemistry 35: 141-180.

Steen, I. 1998. « Phosphorus availability in the 21st century: management of a non-renewable ressource ». Phosphorus Potassium 217: 25-31.

Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger et D.G. Tilman. 1997. « Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences ». Ecol. Appl. 7: 737-750.

7. ACIDIFICATION DES EAUX

D.S. Jeffries,[1] T.G. Brydges,[2] P.J. Dillon,[3] J. Dupont,[4] J.M. Gunn,[5] H.H. Harvey,[6] W. Keller[7] et D.C.L. Lam[1]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Université York, Toronto (Ontario)
[3]Université Trent, Peterborough (Ontario)
[4]Ministère de l'Environnement du Québec, Québec (Québec)
[5]Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sudbury (Ontario)
[6]Université de Toronto, Toronto (Ontario)
[7]Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Sudbury (Ontario)

État de la question

Dès le XIX^{e} siècle, les pluies acides ont été reconnues comme un facteur d'agression potentiel de l'écosystème (Smith, 1872), mais c'est à des scientifiques scandinaves (p. ex., Odén, 1967) qu'on attribue souvent le mérite d'avoir porté ce problème à l'attention du monde. Néanmoins, les études canadiennes ont été à la fine pointe des travaux visant à définir les effets des dépôts acides sur les eaux. Dès la fin des années 1950, Gorham (1957) et Gorham et Gordon (1960) ont signalé la présence de lacs acides près de Halifax, en Nouvelle-Écosse, et de Sudbury, en Ontario. Toutefois, ce n'est qu'au cours des années 1970 que l'acidification des eaux de surface a revêtu une réelle importance en tant que problème environnemental au Canada. Beamish et Harvey (1972) ont observé une réduction de la diversité des espèces de poisson dans les lacs des monts La Cloche, en Ontario, un phénomène qu'ils ont relié à l'acidification due au dépôt atmosphérique de polluants provenant vraisemblablement des fonderies voisines de Sudbury. Peu après, plusieurs études ont démontré que l'acidification des lacs était un phénomène régional (p. ex., Dillon et al., 1978; Watt et al., 1979).

En réponse à ces premiers travaux, les gouvernements fédéral et provinciaux, les universités et l'industrie ont lancé bon nombre de projets de recherche et de surveillance pour documenter ou pour prédire l'étendue et l'importance des effets chimiques et biologiques des dépôts acides sur les eaux de surface au Canada. Par la suite, on a assisté à la production d'une documentation scientifique très abondante qui a permis la préparation d'une série de rapports d'examen ou d'évaluation (c.-à-d. Harvey et al., 1981; Canada-É.U., 1983; CCRS, 1986; Schindler, 1988; CCRS, 1990; Neary et al., 1990; Minns et al., 1992; Jeffries, 1997). Des préoccupations similaires ont également pris naissance aux États-Unis et ont mené à l'élaboration du National Acid Precipitation Assessment Program (NAPAP), lequel a culminé dans la conduite d'un examen scientifique complet du problème (Irving, 1991) et dans la production de rapports d'évaluation intégrés (NAPAP, 1991 et 1998). Des activités bilatérales, telles que celles menées par la Conférence des gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des premiers ministres de l'est du Canada, ont également donné lieu à la production de documents d'examen (p. ex., Dupont et al., 2000; Jeffries, 2000). Sans conteste, l'acidification des eaux est maintenant un problème bien connu au Canada.

Le consensus scientifique concernant les effets sur les eaux atteint à la fin des années 1970 et au début des années 1980 a joué un rôle important dans la justification des mesures de réduction des émissions de SO_2 et de NO_x adoptées au Canada et dans d'autres pays. En 1979, le Canada a signé la Convention sur le transport à distance des polluants atmosphériques de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU) pour réduire et prévenir ce phénomène. Un programme national de lutte contre les pluies acides, établi en 1985, imposait, avant 1994, une réduction de 40 % des émissions de SO_2 par rapport aux niveaux de 1980 dans les sept provinces de l'est du Canada. Les engagements pris en vertu de ce programme ont été davantage codifiés et étendus lorsque le Canada a ratifié un certain nombre d'accords internationaux : le Protocole sur les SO_2 de la CEE-ONU en 1985, le Protocole sur les NO_x de la CEE-ONU en 1988 et, de façon plus importante, l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (AQA) en 1991, lequel établissait des plafonds d'émissions pour les deux pays et pour l'Est et imposait une réduction d'environ 40 % des émissions de SO_2 aux États-Unis également et, finalement, le second protocole sur les SO_2 de la CEE-ONU en 1994. Enfin, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, reconnaissant que les niveaux actuels de dépôts acides empêchaient vraisemblablement le rétablissement des écosystèmes aquatiques (et terrestres), ont établi, en 1998, la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000 qui vise, à long terme, la réduction des émissions acidifiantes pour éviter de dépasser des charges critiques. Ces dernières, ainsi que la réduction des émissions nécessaire pour les respecter, font actuellement l'objet d'un examen et de négociations. La Stratégie prévoit des évaluations périodiques, la prochaine devant être effectuée en 2004.

Le Canada et les États-Unis ont tous deux réduit de façon importante leurs émissions de SO_2. Les émissions nord-américaines totales sont maintenant près de 40 % inférieures à leur niveau de 1980. Le Canada a atteint les deux objectifs qui lui ont été fixés en vertu de l'AQA en 1993 et, en 1997, ses émissions de SO_2 étaient de 18 et 24 % sous les plafonds respectifs établis pour l'ensemble du pays et pour l'Est. De façon similaire, les émissions de SO_2 américaines se situent sous les niveaux acceptables (23 % en 1997), et on s'attend à d'autres réductions avec la mise en œuvre de la phase II du U.S. Acid Rain Program, entre 2000 et 2010. Par contre, les volumes des émissions totales de NO_x en Amérique du Nord ont relativement peu changé.

Au cours des 25 dernières années, on a précisé la nature de l'acidification des eaux au Canada par les moyens suivants : a) études régionales de milliers de lacs pour définir les conditions chimiques et, dans une moindre mesure, biologiques; b) surveillance de centaines de sites pour déceler les changements; c) recherches dans un nombre relativement restreint de sites (moins de 10) pour comprendre les processus qui régissent les changements dans les écosystèmes et leurs limites; d) élaboration et application de modèles pour effectuer des extrapolations géographiques des conditions actuelles et prévoir les conditions futures. Les travaux actuels sont, la plupart du temps, à la fois centrés sur la vérification de l'efficacité des mesures de réduction des émissions en place et sur l'élimination des lacunes dans les connaissances qui demeurent encore.

La région du Canada qui suscite des préoccupations en ce qui concerne l'acidification des eaux est habituellement limitée à la partie sud-est du pays, où les niveaux importants de dépôts acides (pH inférieur à 5,6) coïncident avec la sensibilité à l'acide des terres. Cette région renferme environ 800 000 plans d'eau. Environ 1 % de ces lacs (une proportion supérieure en Ontario) ont été échantillonnés aux fins d'analyse chimique durant les années 1970 et 1980. En raison d'un accroissement réel ou potentiel des émissions acidifiantes dans les environs, on se préoccupe maintenant de certaines étendues d'eau dans le sud de la Colombie-Britannique et dans le nord de l'Alberta et de la Saskatchewan.

Les eaux du Canada atlantique sont généralement les plus sensibles (c.-à-d. qu'elles présentent des concentrations en cations basiques faibles) et affichent la plus grande proportion de systèmes acides (alcalinité inférieure à 0). Les lacs de l'Ontario et du Québec sont généralement moins sensibles et présentent des concentrations en acide inférieures à ceux où l'on a prélevé des échantillons dans les provinces de l'Atlantique. Les lacs de l'ouest du Canada affichent généralement une faible sensibilité et on n'y trouve presque aucun signe d'acidification d'origine anthropique. Toutefois, il y a quelques exceptions à ces généralisations, par exemple les lacs extrêmement sensibles de la région ontarienne de Killarney et ceux de la Côte-Nord au Québec. La roche-mère et la géologie des dépôts meubles sont les déterminants les plus importants de la sensibilité du terrain; toutefois, le climat et d'autres caractéristiques du terrain, telles que la présence de milieux humides, peuvent également avoir une incidence. Les analyses paléoécologiques montrent presque toujours que le début de l'acidification des lacs coïncide avec la période où, vraisemblablement, le niveau des dépôts acides a augmenté, c'est-à-dire du début au milieu du XX^e siècle.

La variation géographique du SO_4^{2-} présent dans les lacs reflète la configuration des dépôts de ce composé, avec des différences locales habituellement reliées à l'action d'un mécanisme de rétention au sein du bassin versant (p. ex., la réduction des concentrations de SO_4^{2-} dans les milieux humides). Lorsque la réduction des concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs est importante (habituellement lorsque les temps de rétention de l'eau sont prolongés), la production concomitante d'alcalinité interne compense en grande partie les apports de SO_4^{2-} acides. Le dépôt de sulfates constitue le principal facteur de l'acidification des eaux au Canada. L'acidification sous l'effet de l'azote est significative dans moins de 10 % des lacs pour toutes les régions, mais son importance peut s'accroître avec l'accumulation, au fil du temps, des dépôts d'azote dans les bassins hydrographiques des lacs. L'acidification naturelle par les anions organiques (A^-) se produit dans toutes les provinces, mais elle est particulièrement importante en Nouvelle-Écosse, à Terre-Neuve et dans l'est du Québec (et peut-être dans le nord de l'Alberta) en raison de la forte sensibilité du terrain.

Les résultats d'études sur les poissons et de programmes de surveillance semblent indiquer que le pH est le principal facteur qui influe sur la diversité des espèces de poisson, bien que d'autres facteurs tels que la morphométrie des lacs, l'altitude et les concentrations d'aluminium, de calcium et de carbone organique dissous (COD) puissent également avoir une incidence. La réduction de l'abondance et de la distribution du poisson associée à la présence d'un pH acide est due à l'altération des capacités reproductrices et à une mortalité élevée durant les stades précoces de la vie. Les études confirment également que la diversité des espèces de zooplancton est associée au pH ou à l'alcalinité des lacs mais, une fois encore, bien d'autres facteurs tels que la morphométrie des lacs, la teneur en éléments nutritifs et la présence ou l'absence de poissons zooplanctivores jouent également un rôle. L'acidification entraîne une réduction de la diversité des espèces de macro-invertébrés, notamment des pertes de taxons riches en calcium, lesquels constituent un élément important de la chaîne alimentaire pour les espèces des niveaux trophiques plus élevés. La plupart des effets de l'acidification sur les oiseaux aquatiques se produisent par l'intermédiaire de modifications de la qualité de la nourriture et des quantités disponibles. Dans l'ensemble, la présence de dépôts acides a été classée comme l'une des plus sérieuses menaces à la biodiversité aquatique (Équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité, 1994). Un résultat important du travail de cette équipe a été la définition d'un seuil chimique (pH = 6) à partir duquel la plupart des espèces aquatiques sont protégées.

On compte entre 100 et 200 lacs du sud-est du Canada sur lesquels on possède des données chimiques suffisamment complètes pour permettre une évaluation des tendances de leur acidification sur les 20 dernières années. De façon générale, le nombre de lacs échantillonnés a décru au cours de la dernière décennie en raison de la réduction ou de l'abandon de certains programmes de surveillance. La tendance observée du point de vue des caractéristiques chimiques dans environ 90 % des lacs surveillés en Ontario et au Québec est une réduction statistiquement significative des concentrations de SO_4^{2-} (EDE, 1999); par contre, seulement la moitié des lacs surveillés dans la région de l'Atlantique affichent cette tendance. L'occurrence plus fréquente d'un déclin significatif des concentrations de SO_4^{2-} dans les lacs de l'Ontario et du

Québec semble refléter la diminution plus importante, en termes absolus, des dépôts de SO_4^{2-} dans ces provinces. Les tendances observées pour les autres variables chimiques étaient beaucoup moins constantes, à la fois entre les lacs et entre les régions. Le Rapport sur l'état de l'environnement (1999) souligne qu'environ 85 % des lacs surveillés en Ontario affichaient une amélioration du pH (augmentation du pH ou de l'alcalinité), mais ce résultat ne s'applique probablement pas à l'ensemble de la province, car les lacs de la région de Sudbury, qui ont bénéficié de réductions importantes des émissions de SO_2 provenant des fonderies locales, étaient surreprésentés dans les données disponibles pour l'analyse. Au Québec, seulement 27 % des lacs surveillés affichaient une tendance à l'amélioration, bien que certains résultats montrent que les lacs situés près de Rouyn-Noranda commencent à peine à présenter de meilleures conditions à la suite de la mise en place de mesures locales de réduction des émissions de SO_2 en 1989. Dans la région de l'Atlantique, seulement 13 % des lacs surveillés affichaient une tendance à l'amélioration, et 78 % ne montraient aucun changement. Comme les niveaux actuels des dépôts de SO_4^{2-} excèdent encore la charge critique dans la plupart des lacs surveillés, la présence de faibles indices d'une amélioration du pH s'explique aisément.

Plusieurs processus biogéochimiques modèrent la vitesse de réponse des lacs à la diminution des dépôts de SO_4^{2-} et, sans nul doute, expliquent l'absence ou l'inconstance des tendances observées. Parmi ces processus, mentionnons : a) l'épuisement et le rétablissement de la réserve de cations basiques disponibles dans le sol; b) le stockage temporaire et le rejet d'anions acides dans les milieux humides ou les sols des forêts; c) les modifications des apports de COD provenant des bassins hydrographiques des lacs; d) la présence de facteurs d'agression concurrents associés à la variation du climat et à la persistance de dépôts d'azote importants. Les lacs clairs semblent répondre plus directement à la réduction des apports d'acide que les lacs colorés, qui possèdent des niveaux plus élevés d'acidité organique naturelle. Les études menées sur des lacs acidifiés expérimentalement semblent indiquer que, lorsque le pH des lacs est abaissé sous la valeur de 5, les mécanismes internes de production de cations basiques pourraient être affectés, ce qui ralentit également la vitesse de rétablissement. Comme il a fallu plusieurs décennies pour atteindre l'état actuel d'acidification des eaux, il faudra attendre plusieurs décennies avant que l'élévation du pH ou de l'alcalinité devienne la réponse prédominante à la réduction des dépôts acides.

Le rétablissement biologique sera plus lent que le rétablissement chimique; il n'est donc pas surprenant que les tendances observées pour les indicateurs biologiques soient faibles. Certaines des meilleures données sur le rétablissement biologique proviennent des lacs de la région de Sudbury, où les études ont documenté la présence de réponses biologiques encourageantes à l'amélioration des conditions chimiques. La diversité des espèces de phytoplancton et de zooplancton s'est accrue avec l'augmentation du pH dans les lacs de cette région. L'augmentation du nombre d'espèces était plus importante pour le phytoplancton que pour le zooplancton, ce qui indique que le premier groupe possède de meilleures capacités de rétablissement. La diversité des espèces demeure toutefois inférieure à celle observée dans les autres lacs de la région qui n'ont jamais été acidifiés. On a enregistré peu d'exemples de rétablissement naturel des communautés de poissons, mais l'amélioration de la qualité de l'eau a permis la réintroduction efficace d'espèces de poisson disparues. De façon générale, le rétablissement biologique des lacs de la région en est encore à un stade précoce. À l'extérieur de la région, peu de résultats attestent un rétablissement à l'échelle régionale du biote aquatique dans le reste du sud-est du Canada.

La modification expérimentale de l'acidité des lacs a également permis de recueillir des données sur les processus de rétablissement biologique. Le chaulage d'un lac voisin de Sudbury qui présentait un pH légèrement acide de 5,7 a entraîné le rétablissement complet de la communauté de zooplancton en 10 ans. Par contre, le chaulage de lacs très acidifiés (pH de 4,5) et contaminés par des métaux n'a pas entraîné le rétablissement de la communauté de zooplancton, même après 15 ans. La phase de rétablissement observée au cours des expériences d'acidification intégrale de lacs dans la région des lacs expérimentaux corrobore les résultats observés dans la région de Sudbury. Le rétablissement d'un lac artificiellement acidifié à un pH d'environ 5 s'est produit de façon plus marquée sur une période de 12 ans, mais le rétablissement d'un lac plus acidifié encore (pH = 4,5) a été extrêmement lent, et on pense que les communautés qui le peuplent pourraient ne jamais revenir à leur structure originale.

Tendances

On a élaboré bon nombre de modèles mathématiques simulant la chimie des eaux et, dans une moindre mesure, leur biologie, lesquels modèles ont été utilisés pour prévoir la réponse des lacs aux modifications des dépôts acides ou les conditions qu'ils présenteraient selon des scénarios de dépôts donnés et pour inférer les niveaux de réduction des dépôts nécessaires à l'atteinte d'objectifs précis concernant leurs conditions chimiques ou biologiques. On a utilisé, au Canada, à la fois des modèles stables et des modèles chronologiques, mais on a appliqué beaucoup plus fréquemment les premiers, car ils sont plus faciles à utiliser et moins exigeants en ce qui concerne la quantité de données d'entrée. Tous les modèles utilisent les dépôts de SO_4^{2-} comme principal facteur d'acidification. Jusqu'à présent, les dépôts d'azote n'ont été considérés que dans quelques études. Les projections effectuées à l'aide de ces deux types de modèles sont marquées par une incertitude importante. Néanmoins, les prévisions semblent raisonnables. La principale cause de l'incertitude réside dans un manque de compréhension de certains détails des processus d'acidification; les modèles ne tiennent notamment pas compte de la plupart des processus biogéochimiques qui interviennent dans le rétablissement de l'état des eaux.

Aux fins de l'évaluation, on a élaboré un modèle d'évaluation intégré (MEI) qui permet de coupler plusieurs sous-modèles : un modèle source-récepteur relatif au transport atmosphérique à l'échelle du continent pour estimer les dépôts de SO_4^{2-} selon un scénario d'émissions de SO_2 donné; des modèles stables de la chimie des eaux pour estimer l'alcalinité et le pH des lacs; des modèles de réponse des communautés de poissons et de zooplancton; des modèles de réponse des oiseaux aquatiques (Lam et al., 1998).

Le MEI a été utilisé pour estimer le pH (en conditions stables) de lacs du sud-est du Canada selon trois scénarios de dépôts de SO_4^{2-} reflétant les situations suivantes : a) avant la prise des mesures de

réduction des émissions de SO_2 en vertu de l'AQA; b) après la prise des mesures de réduction canadiennes; c) après la prise des mesures de réduction canado-américaines (Jeffries et al., 2000). Les pH des lacs modélisés étaient toujours inférieurs aux valeurs estimées à l'origine. Pour évaluer la portée écologique de la réduction du pH, on a chiffré les dommages correspondant à chaque scénario en utilisant le pourcentage de lacs qui présentent un pH inférieur à 6. On a pris soin de tenir compte des lacs naturellement acidifiés. Le MEI a prédit que les mesures canadiennes de réduction des émissions de SO_2 permettront d'atténuer les dommages causés aux lacs de l'Ontario et du Québec, mais auront peu d'effets sur ceux de la région atlantique du Canada. La mise en œuvre des mesures américaines de réduction des émissions de SO_2 permettra d'atténuer encore davantage les dommages dans toutes les régions, bien qu'on estime, de façon prudente, qu'environ 76 000 lacs sensibles aux acides du sud-est du Canada (ou, encore, près de 970 000 hectares de lac) continueront d'afficher de piètres conditions chimiques (pH inférieur à 6), à moins que d'autres mesures de réduction des émissions de SO_2 ne viennent s'ajouter à celles prévues en vertu de l'AQA. L'utilisation des estimations relatives au pH des lacs et des modèles de réponse des communautés de poissons semble indiquer qu'on enregistrera une perte nette d'environ 162 000 populations de poissons dans le sud-est du Canada (par rapport à l'état initial) lorsque les mesures prévues en vertu de l'AQA seront entièrement mises en place.

On a déterminé les charges critiques pour les dépôts de SO_4^{2-} en inversant l'exécution du MEI, c'est-à-dire en estimant les niveaux de dépôts qui permettraient de maintenir le pH des eaux au-dessus du seuil de 6 (ou une alcalinité similaire) (Jeffries et al., 1999). Par exemple, les valeurs des charges critiques ont été respectivement établies à < 6, 6,9, 8,0 et 13,2 kg de SO_4^{2-} (poids humide) par hectare par année pour les lacs de la région de Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, de Montmorency, au Québec, et d'Algoma et de Sudbury, en Ontario. Les niveaux des dépôts humides de SO_4^{2-} excèdent actuellement ces charges critiques d'environ 7 à 12 kg par hectare par année. En outre, on prévoit qu'ils excéderont encore les charges critiques d'environ 6 à 10 kg par hectare par année, même après la mise en place complète des mesures de réduction des émissions de SO_2 prescrites par l'AQA. Hindar et Henriksen (1998) ont également utilisé un modèle stable pour déterminer une charge critique d'environ 14 kg de SO_4^{2-} par hectare par année pour les lacs Killarney, situés à proximité de Sudbury; ces chercheurs ont estimé qu'il sera nécessaire de réduire les émissions d'environ 50 % au-delà des niveaux établis en vertu de l'AQA si l'on veut éliminer les excès des charges critiques. Toutefois, Hindar et al. (2000) ont par la suite avancé qu'une rétention importante de l'azote pourrait rendre ces lacs moins sensibles que ne le laissaient croire les prévisions initiales.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Il existe de nombreuses lacunes dans les connaissances ou les données qui limitent notre compréhension de la vitesse et des processus de rétablissement des écosystèmes ou des résultats à cet égard ou, encore, notre capacité d'évaluer ce rétablissement.

- Les données d'étude sur la chimie des lacs ont été recueillies il y a fort longtemps et ne présentent quasiment aucune utilité pour l'évaluation des pH actuels. Il faut mener de nouvelles études pour effectuer ces évaluations et pour chiffrer directement les changements à l'échelle régionale par rapport aux conditions antérieures. De la même manière, l'information dont on dispose sur le biote des lacs (p. ex., les poissons et le zooplancton) est extrêmement disparate, et il faut mener de nouvelles études pour combler les vides sur le plan géographique dans les provinces de l'Atlantique et du Québec ainsi que dans le nord de l'Ontario.
- Le nombre d'activités de surveillance a diminué au point que l'évaluation des changements est devenue difficile. Bien que cette réduction concerne à la fois la surveillance des paramètres chimiques et biologiques, la situation de cette dernière est particulièrement grave. Plusieurs programmes de surveillance des paramètres biologiques ont été complètement abandonnés. L'interruption de la surveillance continue de la disparition de certaines espèces isolées nous empêche de savoir si la disparition d'espèces se poursuit ou, encore, si des espèces réapparaissent. En bref, on recueille trop peu de données pour évaluer directement les réponses biologiques à la modification des niveaux de dépôts. Il faut s'engager à mettre en place des programmes de surveillance à long terme.
- Certains résultats indiquent que les effets cumulatifs des dépôts élevés d'azote pourraient affaiblir les effets positifs attendus de la prise des mesures de réduction des émissions de SO_2. Il faut déterminer l'état des lacs au Canada et de leurs bassins hydrographiques en ce qui concerne la saturation en azote et les facteurs déterminants, ce qui constituera une tâche difficile.
- Les dépôts acides causent une diminution de la réserve de cations basiques dans les sols du Bouclier canadien depuis des décennies. Cette réserve agit à la fois pour retarder l'acidification des eaux, au début du processus, et pour favoriser le rétablissement par la suite. L'épuisement de la masse de cations basiques, particulièrement de calcium, peut également avoir des répercussions biologiques pour le rétablissement des écosystèmes aquatiques, car certains organismes clés ont des besoins en calcium relativement élevés. De plus, l'épuisement de la réserve de cations basiques a des répercussions écologiques qui vont au-delà du problème de l'acidification (p. ex., la réduction de la productivité des forêts et la séquestration du carbone). Il faut recueillir des données sur l'état de la réserve de cations basiques dans les sols et sur son taux de reconstitution par l'érosion.
- Certains résultats indiquent que des formes réduites de soufre et d'azote emmagasinées dans les milieux humides, les lits et les bords des cours d'eau et les sols des forêts sont réoxydées et mobilisées par temps de sécheresse. Ce phénomène retardera certainement le rétablissement des écosystèmes aquatiques. Il faut estimer l'importance et la réactivité de la réserve de soufre emmagasiné dans les bassins hydrographiques et la période pendant laquelle elle peut affecter le rétablissement des lacs.
- On reconnaît de plus en plus l'importance du COD dans les écosystèmes aquatiques à mesure que l'on découvre ses interactions avec d'autres facteurs d'agression des écosystèmes, son incidence sur les communautés biologiques, etc.

Il faut effectuer davantage de recherche et de surveillance à l'égard des eaux brunes pour comprendre le fonctionnement de ce composé. Réciproquement, les lacs très clairs semblent être très sensibles aux effets combinés de l'acidification et d'autres facteurs d'agression, notamment les UV-B et le réchauffement; ils doivent faire l'objet d'études sur les effets biologiques dans un contexte où les facteurs d'agression sont multiples (voir également l'avant-dernier point ci-après).

- L'attente d'un rétablissement direct de l'état biologique (et peut-être même chimique) d'origine est manifestement incorrecte dans certains cas. On n'a pas démontré si la nouvelle structure biologique de ces écosystèmes était durable ou non. Une structure de communautés type, et pas nécessairement originale, semble un objectif raisonnable pour le rétablissement; toutefois, il faut mener des études biologiques sur des lacs de référence pour déterminer ce qui est typique et, de là, fixer des objectifs appropriés pour le rétablissement (voir également le premier point ci-dessus). Les communautés simplifiées qui découlent de l'acidification pourraient être particulièrement vulnérables à un envahissement par des espèces exotiques.
- L'incidence de l'acidification épisodique sur le biote aquatique à l'échelle régionale demeure en grande partie inexplorée, de même que ses implications lorsqu'on veut déterminer des charges critiques pour les écosystèmes.
- Bon nombre d'outils de diagnostic qui permettent de chiffrer les effets biologiques ont été abandonnés pendant une ou plusieurs décennies; par exemple, les programmes de surveillance des populations de poissons basés sur l'échec de la reproduction et les classes d'âge manquantes et les évaluations in situ de la toxicité des épisodes par le suivi des ions plasmatiques et tissulaires et des concentrations d'aluminium dans les branchies. À ce titre, notre notion de l'état actuel des effets biologiques est très dépassée.
- De manière générale, on comprend mal les processus qui influent sur le rétablissement biologique. Par exemple, quels sont les effets relatifs des mesures de régulation biologique et chimique sur le rétablissement des communautés ou, encore, des facteurs lacustres et de ceux associés aux bassins hydrographiques sur le repeuplement ou la restructuration des communautés?
- Jusqu'à présent, la plupart des modèles utilisés pour prévoir les réponses des eaux aux dépôts acides (p. ex., le MEI) étaient centrés sur le SO_4^{2-} comme principal agent acidifiant. Pour répondre aux besoins d'évaluation futurs, il faudra modifier les modèles pour inclure l'acidification par l'azote et pour tenir compte de l'évolution des connaissances. Il faut utiliser de nouvelles observations pour vérifier a posteriori les modèles si c'est possible, par exemple pour confirmer la précision des projections antérieures. On a besoin de données empiriques et expérimentales sur les modes de rétablissement biologique pour améliorer les liens entre les réponses chimiques et les modèles biologiques. Les projections que permettent de faire les modèles stables ne fournissent aucune indication du temps nécessaire à l'atteinte des résultats. Les modèles dynamiques permettent de faire des projections dans le temps, mais exigent l'entrée d'un nombre beaucoup plus important de données aux fins de l'étalonnage et de l'exécution. Lorsque ces données sont disponibles ou peuvent être recueillies, on recommande d'appliquer des modèles dynamiques pour compléter les résultats obtenus à l'aide des modèles stables et pour les placer dans un contexte plus réaliste.
- Les interactions de l'acidification avec des facteurs d'agression tels que le changement climatique (ou la variabilité du climat), les contaminants toxiques (p. ex., le mercure), les UV-B, la diminution de la teneur en éléments nutritifs ou l'élimination des cations basiques dans les portions terrestres des bassins hydrographiques, etc. ont tous des répercussions importantes sur l'état chimique et biologique et le rétablissement des écosystèmes aquatiques. La compréhension des processus qui mènent à l'acidification des lacs ne peut être séparée de la compréhension des processus de l'acidification des terres. Il faut mener des recherches interdisciplinaires coopératives sur ces interactions. La tendance qui consiste à compartimenter les problèmes pour simplifier la gestion de la recherche entrave souvent le travail interdisciplinaire.

Les écosystèmes aquatiques sont des indicateurs sensibles qui permettent d'évaluer efficacement les effets des dépôts acides et les changements amenés par la prise de mesures de réduction des émissions. Il est évident que l'histoire de l'acidification des eaux au Canada est loin d'être terminée. Si on comprend bien le processus d'acidification, il en va autrement des processus de désacidification ou de rétablissement. Bon nombre d'incertitudes doivent encore être éliminées. On doit mettre en place un programme efficace qui intègre la surveillance chimique et biologique, la recherche ainsi que la modélisation si l'on veut atteindre les objectifs d'évaluation établis en vertu de la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes et assurer la protection d'une ressource inestimable. Les activités scientifiques menées actuellement sont inadéquates.

Les études de modélisation utilisent l'état actuel des connaissances pour prévoir ce qui se produira lorsque l'effet de la réduction des émissions de polluants acidifiants se manifestera sur les paramètres chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques. Les projections donnent des orientations utiles sur l'importance de la réduction nécessaire pour parvenir au résultat souhaité. Néanmoins, l'obtention de données non équivoques sur la réponse des écosystèmes à la réduction des dépôts passe obligatoirement par la mise en place de programmes de surveillance appropriés. La surveillance et la modélisation sont des activités d'évaluation qui sont tributaires l'une de l'autre, et les deux doivent être poursuivies.

Échantillonnage pour l'analyse chimique quantitative des cours d'eau.

Références

Beamish, R.J. et H.H. Harvey. 1972. « Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities ». J. Fish. Res. Board Canada 29: 1131-1143.

Canada-États-Unis. 1983. Mémorandum déclaratif d'intention sur la pollution atmosphérique transfrontière, rapport du Groupe de travail I : évaluation des répercussions, chapitre 3 — Effets aquatiques, 259 p.

CCRS. 1986. Évaluation des connaissances sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides : Partie 3 — Effets sur les milieux aquatiques, Ottawa (Ontario), Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, 58 p.

CCRS. 1990. Rapport canadien d'évaluation de 1990 sur le transport à distance des polluants atmosphériques et sur les dépôts acides : Partie 4 — Effets sur les milieux aquatiques, Ottawa (Ontario), Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance, 184 p.

Dillon, P.J., D.S. Jeffries, W. Snyder, R. Reid, N.D. Yan, D. Evans, J. Moss et W.A. Scheider. 1978. « Acid precipitation in south-central Ontario: recent observations ». J. Fish. Res. Board Canada 35: 809-815.

Dupont, J., J. Choate, T.A. Clair, R. Estabrook, C. Fredette, J. Hilborn, D.S. Jeffries, J.S. Kahl, J.H. Kellogg, A. Kemp, H. Khan, P. Stacey, D. Taylor, R. Thompson et A. Van Arsdale. 2000. Les dépôts d'azote sont-ils à prendre au sérieux?, compte rendu de la Conférence des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des Premiers ministres de l'Est du Canada, Halifax (Nouvelle-Écosse), 42 p.

EDE. 1999. Les pluies acides : Indicateur préliminaire — tendances de l'acidité des lacs, sud-est du Canada, Ottawa (Ontario), Environnement Canada, Programme du rapport sur l'état de l'environnement, Bulletin EDE 99-3, 1 p.

Équipe d'évaluation scientifique de la biodiversité. 1994. La biodiversité au Canada : évaluation scientifique pour Environnement Canada — sommaire, Ottawa (Ontario), Environnement Canada, 28 p.

Gorham, E. 1957. « The chemical composition of lake waters in Halifax County, Nova Scotia ». Limnol. Oceanogr. 2: 12.

Gorham, E. et A.G. Gordon. 1960. « The influence of smelter fumes upon the chemical composition of lake waters near Sudbury, Ontario and upon the surrounding vegetation ». Can. J. Bot. 38: 477.

Harvey, H.H., R.C. Pierce, P.J. Dillon, J.R. Kramer et D.M. Whelpdale. 1981. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada : critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques, CNRC nº 18476, Ottawa (Ontario), Conseil national de recherches du Canada, 382 p.

Hindar, A. et A. Henriksen. 1998. « Mapping of critical loads and critical load exceedances in the Killarney Provincial Park, Ontario, Canada. Report SNO 3889-98 », Oslo, Norvège, Norwegian Institute for Water Research, 36 p.

Hindar, A., M. Posch, A. Henriksen, J. Gunn et E. Snucins. 2000. « Development and application of the FAB model to calculate critical loads of S and N for lakes in the Killarney Provincial Park (Ontario, Canada). Report SNO 4202-2000 », Oslo, Norvège, Norwegian Institute for Water Research, 24 p. (+ annexes).

Irving, P.M. 1991. « Acidic deposition: state of science and technology. Volume II—aquatic processes and effects. The U.S. National Acid Precipitation Assessment Program », Washington, D.C.

Jeffries, D.S. 1997. Les pluies acides au Canada : rapport d'évaluation de 1997, Volume 3 — effets sur les lacs, cours d'eau et milieux humides du Canada, Ottawa (Ontario), Ministère de l'Environnement.

Jeffries, D.S. 2000. Estimations au moyen de modèles de l'effet des émissions de SO_2 sur la chimie et la biologie des écosystèmes aquatiques de l'Est de l'Amérique du Nord, compte rendu de la Conférence des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des Premiers ministres de l'Est du Canada, Halifax (Nouvelle-Écosse), 24 p.

Jeffries, D.S., D.C.L. Lam, M.D. Moran et I. Wong. 1999. « The effect of SO_2 emission controls on critical load exceedances for lakes in south-eastern Canada ». Wat. Sci. Technol. 39: 165-171.

Jeffries, D.S., D.C.L. Lam, I. Wong et M.D. Moran. 2000. « Assessment of changes in lake pH in southeastern Canada arising from present levels and expected reductions in acidic deposition ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(suppl. 2): 40-49.

Lam, D.C.L., K.J. Puckett, I. Wong, M.D. Moran, G. Fenech, D.S. Jeffries, M.P. Olson, D.M. Whelpdale, D. McNicol, Y.K.G. Mariam et C.K. Minns. 1998. « An integrated acid rain assessment model for Canada: from source emission to ecological impact ». Water Qual. Res. J. Canada 33: 1-17.

Minns, C.K., J.E. Moore, D.W. Schindler, P.G.C. Campbell, P.J. Dillon, J.K. Underwood et D.M. Whelpdale. 1992. Réduction anticipée de la détérioration des lacs canadiens grâce aux lois adoptées et proposées relativement à la diminution des émissions d'anhydride sulfureux, rapports techniques du Programme canadien des changements à l'échelle du globe, n° 92-1. Ottawa, Société royale du Canada, 38 p.

NAPAP. 1991. « National Acid Precipitation Assessment Program: 1990 Integrated Assessment Report », Washington, D.C., NAPAP Office of the Director, 520 p.

NAPAP. 1998. « NAPAP biennial report to congress: an integrated assessment, Silver Spring (Maryland), National Acid Precipitation Assessment Program », 118 p. + annexes.

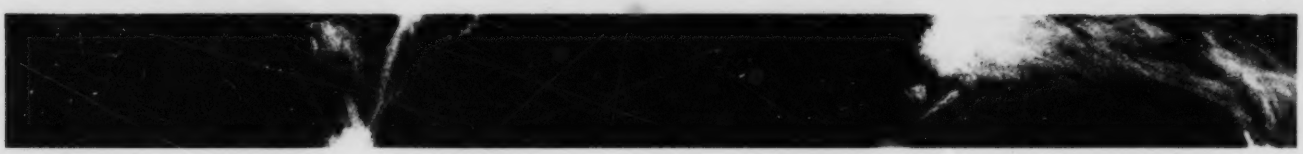
Neary, B.P., P.J. Dillon, J.R. Munro et B.J. Clark. 1990. « The acidification of Ontario lakes: an assessment of their sensitivity and current status with respect to biological damage, Ontario Ministry of Environment Report », Dorset (Ontario), Dorset Research Centre, 170 p.

Odén, S. 1967. Dagens Nyheter. 24 octobre.

Schindler, D.W. 1988. « Effects of acid rain on freshwater ecosystems ». Science 239: 149-157.

Smith, R.A. 1872. « Air and rain: the beginnings of a chemical climatology », Londres, Longmans-Green, 600 p.

Watt, W.D., D. Scott et S. Ray. 1979. « Acidification and other chemical changes in Halifax County lakes after 21 years ». Limnol. Oceanogr. 24: 1154-1161.



8. EFFETS SUR LES ÉCOSYSTÈMES DES ORGANISMES GÉNÉTIQUEMENT MODIFIÉS

R.J. Maguire

Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)

État de la question

Dans ce document, l'expression « organismes génétiquement modifiés » (OGM) désigne des organismes obtenus par la technique de l'ADN recombinant ou le génie génétique, et non par les techniques de sélection classiques (p. ex., la sélection végétale en vue de la création de nouvelles variétés).

Dans la foulée de l'expansion rapide du nouveau domaine de la biotechnologie, l'administration fédérale se voit forcée de gérer les risques et les incertitudes que soulève la biotechnologie pour la santé humaine et la salubrité de l'environnement, une tâche d'autant plus difficile que les connaissances nécessaires à la prise de décisions éclairées touchant la société sont habituellement déficientes dans les domaines qui évoluent rapidement. Les OGM et les aliments génétiquement modifiés (GM) suscitent manifestement un vif débat. Et, alors que le public semble mieux accepter l'usage des produits de la biotechnologie à des fins médicales, les effets potentiels des aliments GM sur la santé humaine ont engendré un mouvement de colère, qui a pris naissance en Europe et qui s'étend maintenant à l'Amérique du Nord. Par comparaison, les effets potentiels des OGM sur les écosystèmes ont suscité relativement moins de controverse, et l'attention portée à cette question est relativement nouvelle. Dans un récent rapport faisant autorité, les académies nationales des sciences de plusieurs pays (National Academy Press, 2000) concluent entre autres à la nécessité de déployer des efforts méthodiques et concertés afin d'étudier les effets environnementaux potentiels — tant positifs que négatifs — des techniques du génie génétique dans leurs diverses applications particulières. Comme la protection de l'environnement est un des principaux volets du mandat d'Environnement Canada et que le public a beaucoup d'attentes envers le Ministère en ce qui a trait aux mesures qui s'imposent pour protéger l'environnement contre les OGM, Environnement Canada doit s'assurer que les lois, règlements et programmes actuels contribuent véritablement à la protection de l'environnement.

En 1983, le ministre d'État chargé des sciences et de la technologie a introduit la Stratégie nationale en matière de biotechnologie et mis sur pied le Comité consultatif national de la biotechnologie dans le but d'examiner les aspects économiques de la biotechnologie, ainsi que de préciser le pouvoir de réglementation et les ressources humaines qui existaient à l'époque dans ce domaine et de les développer. En vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* adoptée en 1988, Environnement Canada a le pouvoir de réglementer les produits de la biotechnologie non assujettis à d'autres lois et d'adopter les lois et les règlements nécessaires pour établir des normes minimales relativement à la déclaration et à l'évaluation de tous les produits de la biotechnologie. Entre 1990 et 1995, le gouvernement fédéral a poursuivi l'élaboration d'un plan visant à instaurer un système national de réglementation axé sur les aspects des produits de la biotechnologie ayant une incidence sur la santé humaine et la salubrité de l'environnement. Par cette mesure, le gouvernement voulait que les produits obtenus par génie génétique soient assujettis à la réglementation, au même titre que les produits obtenus par les méthodes traditionnelles. Dans le cas, par exemple, des produits agricoles génétiquement modifiés, diverses responsabilités législatives ont été conférées à l'Agence canadienne d'inspection des aliments et à Santé Canada, en vertu de la *Loi sur les semences*, la *Loi relative aux aliments du bétail*, la *Loi sur les engrais*, la *Loi sur la santé des animaux* et la *Loi sur les aliments et drogues*. En ce qui a trait à l'environnement, un mandat juridique a été confié à Environnement Canada dans le domaine de la biotechnologie, en vertu des responsabilités définies dans la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, 1999 et la *Loi sur le ministère de l'Environnement*, laquelle confère au Ministère la responsabilité générale d'assurer la gestion et la protection de l'environnement.

Les 28 et 29 février 2000, Environnement Canada a organisé un atelier sur les effets potentiels des OGM sur les écosystèmes (Maguire, 2000). Cet atelier, qui s'est tenu à Burlington (Ontario), avait pour buts : 1) d'élaborer un énoncé commun sur les risques potentiels que présentent les OGM utilisés dans des secteurs comme l'agriculture, la foresterie et les pêches pour la santé des écosystèmes, de déterminer dans quelle mesure le cadre réglementaire actuel du gouvernement fédéral permet d'évaluer les risques environnementaux associés aux OGM et de définir les recherches pertinentes actuellement menées par d'autres ministères et les universités; 2) de cerner les volets de l'évaluation des risques environnementaux associés aux OGM qui comportent des incertitudes et de préciser les domaines auxquels Environnement Canada pourrait, et devrait, participer; et 3) de favoriser l'élaboration d'une stratégie et d'un plan d'action pour Environnement Canada, visant à assurer la protection de l'environnement contre les dangers des OGM. Le présent document résume les résultats de cet atelier et les recommandations devant guider la recherche et les interventions futures.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

La plupart des participants à l'atelier ont insisté sur le fait qu'Environnement Canada doit participer à l'évaluation et à la surveillance des effets potentiels des OGM sur les écosystèmes, afin d'assurer une protection adéquate de l'environnement. Cependant, avant qu'un programme de surveillance efficace puisse être mis en place, nous devons consolider notre capacité de recherche (à l'interne ou en collaboration avec d'autres intervenants). Un grand nombre de participants ont également proposé d'examiner la question des effets potentiels des OGM sur les écosystèmes en regard des effets sur la biodiversité à une vaste échelle, c'est-à-dire, celle de l'écosystème ou du paysage. Les paragraphes qui suivent énoncent les principales questions et lacunes qui ont été soulevées lors de l'atelier et ultérieurement.

- Il faut déterminer les effets cumulatifs à long terme sur la biodiversité résultant de la dissémination des OGM dans l'environnement, en examinant à la fois les incidences directes et indirectes sur les organismes non visés. En agriculture ou en sylviculture, il faudra effectuer des essais sur le terrain à grande échelle afin de déceler les impacts plus rares des OGM. Un autre problème potentiel est celui des OGM provenant des entreprises aquicoles. (Voir Muir et Howard [1999] pour une discussion des risques sur une population naturelle de poissons à la suite de la dissémination de poissons génétiquement modifiés, ainsi que Devlin [1998] pour une discussion sur les avantages, les limites et les risques associés aux poissons transgéniques en aquaculture.) Dans chacune des situations, nous devons déterminer ce qui constitue un niveau d'impact acceptable sur les organismes non visés ou sur la biodiversité. Qu'entend-on par effet important? Quelles espèces pourraient servir de bons bio-indicateurs aux fins des études d'impacts? Un programme de recherche sur les effets potentiels des OGM doit s'appuyer sur une connaissance des effets de ces organismes sur les écosystèmes et la biodiversité. Il est également essentiel d'approfondir nos connaissances en génétique moléculaire et en génomique et de faire un plus grand usage de ces disciplines, pour favoriser la préservation et l'amélioration de la biodiversité. À cet égard, il convient de s'interroger sur les données de base concernant l'état actuel des écosystèmes, données qui pourraient être utilisées pour évaluer l'impact « réel » des OGM.
- Parmi les autres domaines d'intérêt, mentionnons l'incertitude associée aux méthodes d'évaluation des risques environnementaux actuellement utilisées par les autres ministères fédéraux; la qualité des données (uniformisation des méthodes d'essai et des méthodes d'assurance et de contrôle de la qualité); le bien-fondé des études menées sur plusieurs années (car les variations annuelles peuvent être importantes) et des études réalisées à des sites multiples (les variations d'un site à un autre pouvant être appréciables); ainsi que l'usage de la modélisation pour améliorer notre capacité de prédiction et être ainsi en mesure de prévoir les effets sur de vastes parcelles, par extrapolation à partir de données obtenues en laboratoire ou sur de petites parcelles d'essai. Nous devons également utiliser les outils de diagnostic les plus sensibles qui s'offrent en biologie moléculaire, ou en mettre au point de nouveaux, pour appuyer nos programmes de recherche et de surveillance.
- Il faut chercher à connaître les effets potentiels sur les microorganismes et les invertébrés des sols et des eaux (et les organismes des niveaux trophiques supérieurs) des résidus d'insecticides obtenus par génie génétique (p. ex., *Bacillus thuringiensis* utilisé dans les cultures). Consulter l'article de Donegan et al. (1997) pour un compte rendu sur la persistance dans le sol de certains produits génétiquement modifiés de plants de tabac, ainsi que l'article du *U.S. National Research Council* (2000) pour une revue des connaissances scientifiques et de la réglementation sur les végétaux protégés contre les ravageurs par génie génétique. Peut-il y avoir transfert horizontal de gènes entre les végétaux génétiquement modifiés et les bactéries du sol?
- D'autres progrès futurs liés aux OGM pourraient également poser des problèmes, entre autres l'introduction de caractères multiples par génie génétique qui pourrait avoir des effets imprévisibles sur les organismes non visés ou donner lieu à l'introduction d'espèces envahissantes ou de mauvaises herbes hautement résistantes.
- Les OGM pourraient-ils devenir des réservoirs de maladies ou favoriser le transfert de maladies à des espèces indigènes?
- La gestion des déchets contenant des OGM pourrait-elle devenir un problème?

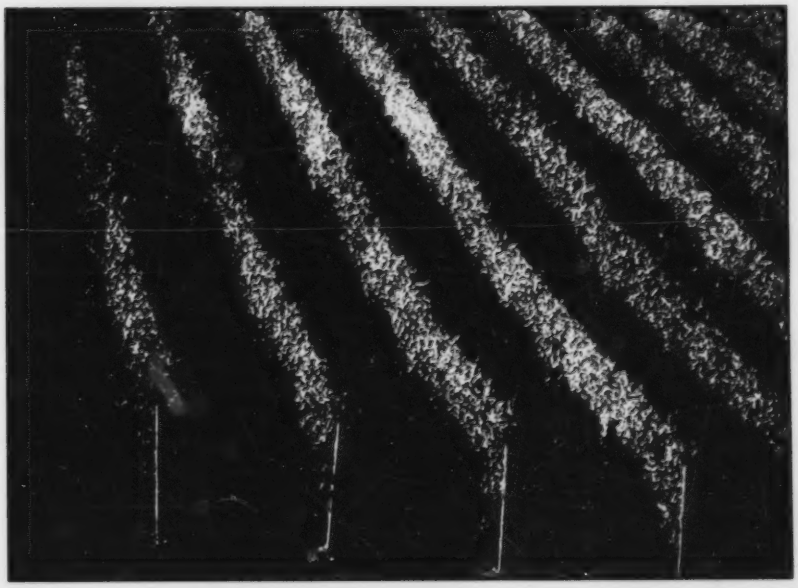
Outre ces questions, il nous faut reconnaître qu'une évaluation environnementale globale des risques et des avantages des OGM pour les écosystèmes doit comprendre au minimum une comparaison des dommages environnementaux des OGM par rapport à ceux des autres techniques et un examen des autres dommages indirects qui pourraient résulter de l'utilisation des OGM. En ce qui a trait au premier volet, on pourrait par exemple comparer la charge totale de pesticides dans un écosystème selon les deux scénarios suivants : l'utilisation d'un OGM exprimant un effet antiparasitaire et la pulvérisation de produits entièrement chimiques sur une culture non génétiquement modifiée. Pour ce qui est du deuxième volet, des dommages indirects pourraient résulter notamment de l'accroissement de la récolte de poissons juvéniles devant être transformés en farine de poisson pour l'alimentation de poissons GM à croissance rapide. En outre, s'il y a intensification des activités aquicoles utilisant des OGM, les problèmes qu'engendre déjà l'aquaculture classique — par exemple le rejet excessif d'éléments nutritifs et la dissémination d'antibiotiques et de pesticides dans les milieux aquatiques — risquent de s'aggraver.

Voici quelques observations et recommandations ayant trait au rôle d'Environnement Canada et aux besoins en matière de capacité scientifique.

- Si Environnement Canada mettait sur pied un programme de recherche et de surveillance concernant les effets potentiels des OGM sur les écosystèmes, il collaborerait ainsi avec d'autres ministères fédéraux (ainsi qu'avec les universités et le secteur privé) pour assurer la coordination du programme, réduire au minimum les chevauchements et voir à la diffusion des résultats. La mise sur pied d'un groupe de travail formé de représentants des cinq ministères responsables des

ressources naturelles faciliterait grandement l'approfondissement des connaissances dans ce domaine. Les participants à l'atelier organisé par Environnement Canada ont également vivement insisté sur le fait que le Ministère devrait disposer des compétences nécessaires pour s'assurer de la pertinence de la réglementation actuelle sur l'utilisation des OGM, dans une perspective environnementale. Les principaux domaines d'intérêt pour Environnement Canada ont trait à l'incertitude associée aux méthodes d'évaluation des risques environnementaux actuellement utilisées par les autres ministères fédéraux; à la qualité des données (uniformisation des méthodes d'essai et des méthodes d'assurance et de contrôle de la qualité — voir, par exemple, Vaïtilingom et al., 1999); au bien-fondé des études menées sur plusieurs années (du fait que les variations annuelles peuvent être importantes) et sur de multiples sites (du fait que les variations d'un site à un autre peuvent être appréciables) ainsi qu'à la modélisation à l'appui des programmes d'échantillonnage appropriés (voir Squire et al., 1999 pour une discussion sur la modélisation de la dissémination des gènes au niveau du paysage).

- Tout programme mis en place par Environnement Canada pour évaluer les effets potentiels des OGM sur les écosystèmes doit être basé sur une connaissance des incidences de ces organismes (le cas échéant) sur les écosystèmes et la biodiversité. Dans cette optique, l'approfondissement de nos connaissances en génétique moléculaire et l'usage accru de cette discipline seront essentiels à la préservation et l'accroissement de la biodiversité.
- Environnement Canada doit élaborer ses plans de recherche et de surveillance en collaboration avec les autres parties concernées pour s'assurer que l'on utilise les outils de diagnostic les plus efficaces en biologie moléculaire et que l'on dispose d'une capacité de prédiction suffisante pour prévoir les effets à grande échelle, par extrapolation à partir de résultats obtenus en laboratoire ou sur de petites parcelles.
- Les problèmes liés à l'exploitation des ressources sont nombreux et, de toute évidence, on aura à concilier différentes priorités se faisant concurrence. Environnement Canada dispose d'experts dans l'évaluation des risques et de l'évaluation écologique qui travaillent dans d'autres domaines. Il ne fait aucun doute que ces experts devront être mis à contribution dans tout nouveau programme visant à évaluer les effets potentiels des OGM sur les écosystèmes, tout comme il faudra faire appel à la biologie moléculaire. Environnement Canada doit également développer son expertise dans d'autres domaines, par exemple la génétique des populations, l'étude de plusieurs groupes de petits organismes (p. ex., les insectes) et l'écologie du paysage, pour ne nommer que ceux-ci.
- Il est extrêmement important d'établir de bonnes communications avec la population canadienne au sujet des effets potentiels des OGM sur les écosystèmes. Comme le public s'attend à ce qu'Environnement Canada prenne les mesures qui s'imposent pour assurer la protection de l'environnement, il est essentiel que le Ministère se dote de meilleurs moyens de communication avec les autres ministères fédéraux pour diffuser l'information sur les risques pour les écosystèmes. Il importe également de partager l'information pertinente avec les universités et le secteur privé, ainsi qu'avec les provinces et territoires et divers organismes tels l'OCDE, l'Union européenne, le ministère de l'Environnement du Royaume-Uni et l'Environmental Protection Agency des États-Unis.
- Enfin, il faut prendre conscience du fait que l'utilisation des OGM soulève un grand nombre de questions morales, juridiques et sociales importantes, que l'on pense au « droit » de la société de transformer les animaux ou d'en créer de nouveaux, à la douleur et à la souffrance que peuvent ressentir les animaux utilisés comme « réservoir de production », aux efforts consentis aux États-Unis en vue de breveter une lignée cellulaire mise au point à partir de sang humain, etc.



Des essais à grande échelle sur le terrain sont nécessaires pour déterminer les impacts d'organismes génétiquement modifiés en agriculture et en sylviculture.

Références

Devlin, R.H. 1998. « Benefits, limitations and risks of transgenic fish for aquaculture. Theme Session on the Use of genetics in aquaculture. CM 1998/K:11 ». International Council for the Exploration of the Sea Conference. Cascais, Portugal, septembre 16-19, 1998. p. 1-11.

Donegan, K.K., R.J. Seidler, V.J. Fieland, D.L. Schaller, C.J. Palm, L.M. Ganio, D.M. Cardwell et Y. Steinberger. 1997. « Decomposition of genetically engineered tobacco under field conditions: persistence of the proteinase inhibitor I product and effects on soil microbial respiration and protozoa, nematode and microarthropod populations ». J. Appl. Ecol. 34: 767-777.

Maguire, R.J. 2000. « Report of the Environment Canada workshop on the potential ecosystem effects of genetically-modified organisms, Burlington, Ontario, February 28-29, 2000 ». Institut national de recherche sur les eaux, Collection de l'INRE nº 00-034, 312+ pp.

Muir, W.H. et R.D. Howard. 1999. « Possible ecological risks of transgenic organism release when transgenes affect mating success: sexual selection and the Trojan gene hypothesis ». Proc. Nat. Acad. Sci. 96: 13853-13856.

National Academy Press. 2000. « Transgenic plants and world agriculture: a report prepared under the auspices of the Royal Society of London, the U.S. National Academy of Sciences, the Brazilian Academy of Sciences, the Chinese Academy of Sciences, the Indian National Science Academy, the Mexican Academy of Sciences and the Third World Academy of Sciences ». Washington (D.C.), É.-U., National Academy Press, juillet 2000. Sur Internet : http://books.nap.edu/html/transgenic.

Squire, G.R., J.W. Crawford, G. Ramsay, C. Thompson et J. Brown. 1999. « Gene flow at the landscape level ». dans 1999 British Crop Protection Council Proceedings No. 72: Gene Flow and Agriculture—Relevance for Transgenic Crops, s.l., p. 57-64.

U.S. National Research Council. 2000. « Genetically modified pest-protected plants: science and regulation ». Committee on Genetically Modified Pest-Protected Plants, Board on Agriculture and Natural Resources, National Research Council, Washington (D.C.) 20148. National Academy Press, 261+ p. ISBN 0-309-06930-0.

Vaïtilingom, M., H. Pijnenburg, F. Gendre et P. Brignon. 1999. « Real-time quantitative PCR detection of genetically modified Maximizer maize and Roundup ready soybean in some representative foods ». J. Agric. Food Chem. 47: 5261-5266.

9. EFFLUENTS DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES MUNICIPALES

Mark Servos,[1] Patricia Chambers,[1] Ron Macdonald[2] et Glen Van Der Kraak[3]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]District régional de Vancouver, Vancouver (Colombie-Britannique)
[3]Université de Guelph, Département de zoologie, Guelph (Ontario)

État de la question

Les eaux usées municipales sont un mélange complexe de déchets humains, de solides en suspension, de débris et de divers produits chimiques provenant de sources résidentielles, commerciales et industrielles. Elles représentent la plus grande source d'effluents rejetés dans les eaux au Canada, totalisant environ 4300 millions de mètres cubes en 1991 (Statistique Canada, 1994). Les eaux usées municipales sont un sujet de préoccupation au Canada en raison du volume de déchets qu'elles entraînent, des polluants qu'elles contiennent et des conséquences qu'elles peuvent avoir sur la qualité de l'eau.

Le traitement des eaux d'égout est une mesure de santé publique qui a pour but de prévenir la transmission des maladies d'origine hydrique. Depuis le début des années 1900, on reconnaît que le traitement des eaux d'égout atténue les conséquences environnementales des effluents municipaux. La découverte du rôle du phosphore (P) dans l'eutrophisation des eaux douces, dans les années 1960, a favorisé l'adoption de techniques de déphosphatation par de nombreuses municipalités; cette mesure à été suivie, dans les années 1960 à 1980, par l'adoption de pratiques de désinfection des effluents municipaux pour réduire les rejets d'agents pathogènes dans les eaux réceptrices. Les installations de traitement classiques assurent le retrait des matières décantables et de l'écume (traitement primaire), des matières fines en suspension et des matières consommatrices d'oxygène (traitement secondaire, lagunes) et de l'azote (N) et/ou du phosphore (traitement tertiaire). Outre ces constituants, les installations de traitement des eaux usées retiennent d'autres contaminants, notamment certains métaux lourds et des produits chimiques organiques. Ces matières proviennent soit de déchets humains, soit de produits résidentiels, commerciaux et industriels qui ont été rejetés dans les réseaux d'égout. Les matières retirées des eaux usées aboutissent dans les biosolides organiques ou dans les boues chimiques, lesquels peuvent être éliminés dans des sites d'enfouissement ou incinérés. Pour leur part, les biosolides de haute qualité sont fréquemment épandus sur les terres comme amendement organique.

En 1996, 74 % des Canadiens étaient desservis par des égouts municipaux. Les 26 % restants, pour la plupart résidant en zones rurales, disposaient de fosses septiques ou d'installations de traitement privées. Une proportion de 94 % de la population raccordée aux réseaux d'égout municipaux était desservie par des installations assurant un certain degré de traitement. Les eaux usées des 6 % restants étaient déversées directement dans les eaux (Environnement Canada, 1996).

Tendances

Le volume d'eaux usées acheminé vers les installations de traitement municipales continuera d'augmenter en raison de la croissance démographique et de la poursuite de l'urbanisation. Convaincu que l'amélioration de la qualité des eaux réceptrices sera bénéfique pour la santé humaine et environnementale, le public exercera une pression croissante sur les municipalités pour que celles-ci améliorent le traitement des déchets. Les attentes du public évolueront sans doute plus rapidement que la capacité des municipalités à mettre en œuvre des programmes d'infrastructure. En outre, les installations de traitement municipales, qui sont conçues pour le retrait des solides, des matières consommatrices d'oxygène et, dans certains cas, de l'azote et du phosphore, peuvent être inadéquates pour le retrait de tous les constituants présents dans les eaux usées. De nouvelles techniques voient le jour, mais peuvent se révéler très coûteuses.

Bon nombre de municipalités sont confrontées au problème du vieillissement des infrastructures. Les réseaux d'égout se détériorent, et les eaux de ruissellement pénètrent dans les canalisations, augmentant ainsi le volume d'eau à traiter. Les installations de traitement municipales n'ont pas toujours été agrandies en fonction de la croissance de la population, et leur capacité peut être dépassée, notamment par temps pluvieux. Des sommes importantes peuvent être nécessaires, simplement pour maintenir le degré de traitement actuel et, à plus forte raison, pour l'améliorer. Pour que les municipalités considèrent justifié l'engagement d'investissements importants dans le renouvellement ou la modernisation des infrastructures de traitement des eaux usées, il faut une meilleure compréhension des répercussions environnementales de ces rejets sur la qualité de l'eau et des avantages qui pourront être retirés de ces investissements.

Problèmes naissants

On a documenté, depuis plus d'un siècle, certains des effets négatifs associés aux déchets urbains. Certains de ces problèmes demeurent encore d'actualité. De nouveaux problèmes deviennent aussi apparents à mesure que notre compréhension de l'environnement progresse et que des outils et des techniques de surveillance de l'environnement sont mis au point.

Agents pathogènes

S'ils ne sont pas désinfectés, les effluents des installations de traitement municipales contiennent des bactéries et des agents pathogènes. Bon nombre de plages situées en zone urbaine sont fréquemment fermées pour plusieurs jours pendant et immédiatement après des précipitations en raison de la contamination microbienne causée par la surcharge des installations de traitement par les eaux pluviales et par le débordement d'égouts unitaires. La désinfection des effluents des installations de traitement municipales réduit les risques de pollution microbienne, bien que l'on rejette encore des eaux non désinfectées. On comprend mal les risques pour la santé publique que posent les rejets d'effluents des installations de traitement municipales dans les eaux utilisées à des fins récréatives. La récolte des coquillages peut être restreinte en raison de la contamination bactérienne due aux effluents municipaux, aux eaux pluviales, aux déchets agricoles ou aux écoulements provenant de fosses septiques. En 1992, des zones d'une superficie totale d'environ 3018 kilomètres carrés ont été fermées à la récolte en raison d'une contamination bactérienne le long des trois côtes canadiennes (Chambers et al., 1997). On a rapporté, au Canada, des cas isolés de contamination microbienne de sources d'approvisionnement en eau potable due au débordement d'égouts unitaires, aux eaux pluviales et à des effluents municipaux traités de manière inadéquate. Comme les municipalités traitent et désinfectent l'eau potable, les cas d'éclosions de maladies résultant de sa consommation sont rares au Canada (Santé Canada, 1995a, b).

Raréfaction de l'oxygène

Les effluents d'installations de traitement municipales présentant une charge en DBO élevée peuvent entraîner la réduction de la teneur en oxygène dissous des eaux réceptrices. La raréfaction de l'oxygène dissous menace fréquemment les poissons et d'autres organismes durant les mois d'été. Toutefois, dans les régions plus froides où les cours d'eau et les lacs sont couverts de glace pendant plusieurs mois, la raréfaction de l'oxygène dissous peut être due à la présence de la couche de glace qui empêche la ré-aération. Normalement, on n'observe pas d'effets aigus dus à la faible teneur en oxygène dissous au Canada en raison des conditions d'obtention des permis municipaux; toutefois, on dispose de peu de données sur les effets de la raréfaction chronique de l'oxygène dissous sur les organismes aquatiques, notamment en présence d'autres facteurs d'agression.

Toxicité des effluents

La toxicité des effluents municipaux est fonction d'une variété de facteurs, notamment la taille et les caractéristiques des réseaux d'égout, les types et l'efficacité des processus de traitement et de désinfection ainsi que les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux réceptrices. Dans bien des cas, la toxicité aiguë des effluents des installations de traitement municipales est due à l'ammoniac (en NH_3) ou, dans le cas des effluents chlorés, au chlore résiduel total. D'autres contaminants, notamment le cyanure, le soufre, les phénols, les agents de surface et des métaux lourds tels que le cuivre, le zinc et le chrome contribuent également à la toxicité aiguë ou chronique (Chambers et al., 1997). Bon nombre de facteurs peuvent atténuer la toxicité dans l'effluent ou dans l'environnement récepteur, notamment le pH, la dureté et la température de l'eau ainsi que la présence de carbone organique dissous. En dépit d'investissements considérables dans les installations de traitement, la toxicité aiguë et chronique demeure un sujet de préoccupation dans bon nombre de sites qui reçoivent des effluents municipaux.

De nombreux produits chimiques décelés dans les effluents municipaux sont hydrophobes et ont tendance à s'adsorber aux particules présentes dans l'effluent ou dans les sédiments de l'environnement récepteur plutôt que de demeurer en phase aqueuse. En conséquence, la distribution de ces produits chimiques peut être très différente de celle de composés plus solubles qui auront tendance à suivre le mouvement du panache d'effluent. Les produits chimiques hydrophobes ont également tendance à s'accumuler dans les organismes et à se déplacer dans les réseaux trophiques. La distribution et le devenir des contaminants dans l'environnement suivent des mécanismes extrêmement complexes et sont fonction des caractéristiques physiques et chimiques des produits ainsi que des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des environnements récepteurs.

On a relevé, en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), un certain nombre de substances d'intérêt prioritaire (LSIP-1 et 2) qui ont fait l'objet d'évaluations des risques afin que l'on puisse déterminer leur capacité d'endommager l'environnement. Les effluents municipaux sont reconnus comme des sources importantes de bon nombre de ces produits chimiques, dont certains ont été déclarés toxiques en vertu de la LCPE. Les effluents chlorés des installations de traitement des eaux usées inscrits dans la LSIP-1 ont été déclarés toxiques en vertu de la LCPE. Quatre substances figurant sur la LSIP-2 (l'ammoniac, les chloramines, le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ainsi que les effluents des usines de textile) et qui sont associées aux effluents municipaux devraient être déclarées toxiques en vertu de la LCPE. Il faudra recueillir un très grand nombre de données sur la distribution, la traitabilité, le devenir et les effets de ces substances pour être en mesure d'élaborer et de mettre en œuvre des stratégies de gestion des risques appropriées.

Eutrophisation des eaux réceptrices

Les effluents des installations de traitement municipales contribuent à l'apport d'éléments nutritifs, principalement de l'azote et du phosphore, dans les plans d'eau récepteurs et, par conséquent, peuvent causer de l'eutrophisation. Les éléments nutritifs peuvent s'accumuler dans les sédiments et migrer ultérieurement dans l'eau, ayant ainsi une incidence prolongée sur la qualité de l'eau. L'apport d'éléments nutritifs dans les écosystèmes aquatiques peut entraîner la croissance des producteurs primaires

(algues et plantes aquatiques à racines) à un point tel que l'écosystème commence à se dégrader (p. ex., modifications de la structure du réseau trophique, changements de l'habitat, pertes d'espèces, infestations par des espèces nuisibles). Ces changements écologiques peuvent avoir une incidence sur les utilisations humaines des ressources aquatiques (notamment les activités récréatives aquatiques et la pêche) et altérer la qualité de l'eau destinée aux utilisations municipales, industrielles et agricoles. Avec la reconnaissance du rôle que jouent les éléments nutritifs dans l'eutrophisation, on a modernisé bon nombre d'installations de traitement municipales qui rejettent des effluents dans les eaux intérieures pour réduire les charges de phosphore. Néanmoins, l'eutrophisation continue d'être un problème très important en raison de la lenteur de la réponse des écosystèmes à la réduction des charges d'éléments nutritifs et des incertitudes qui entourent l'établissement de charges limites appropriées d'un point de vue écologique.

Biosolides et boues

Les installations de traitement municipales produisent des boues à la suite de la décomposition et de la décantation des eaux usées (Warman, 1997). Les biosolides constituent la portion organique des boues d'épuration qui a été stabilisée par digestion pour répondre aux critères établis pour l'épandage sur les terres (Webber et Bates, 1997). Les biosolides sont riches en matières inorganiques et organiques et en éléments nutritifs pour les végétaux; ils constituent donc un amendement approprié pour les terres agricoles. La plupart des provinces ont établi des lignes directrices pour la gestion de l'épandage des biosolides, lesquelles visent à adapter la teneur en éléments nutritifs des biosolides aux besoins des cultures tout en limitant l'accumulation de métaux lourds et de constituants potentiellement toxiques. Les installations de traitement municipales produisent des quantités importantes de boues d'épuration; par exemple, la ville de Toronto a produit en 1999 environ 70 000 tonnes de boues d'épuration (poids à sec). Au Canada, les boues d'épuration sont incinérées, enfouies ou épandues. On prévoit que l'épandage de biosolides augmentera à l'avenir.

Rejets intermittents

Les rejets des collecteurs d'eaux pluviales et des réseaux unitaires d'assainissement sont intermittents; ils se produisent durant les précipitations et souvent sur de courtes périodes. De façon similaire, les installations de traitement des eaux usées, tout en rejetant un flux continu d'effluents traités, peuvent décharger, par temps pluvieux, des eaux usées non traitées (dérivation) ou encore insuffisamment traitées (réduction de l'efficacité du traitement). On dispose de peu de données pour évaluer les effets des rejets intermittents d'effluents non traités sur la qualité de l'eau et la portée écologique de ces rejets. Certains résultats d'études de laboratoire indiquent que l'exposition brève à certains contaminants peut avoir une portée écologique. Il faudra mener d'autres recherches pour transposer ces connaissances à des conditions in situ.

Sous-produits du traitement

Les processus physiques et chimiques associés au traitement des eaux usées peuvent transformer les constituants de ces dernières. Par exemple : i) les processus d'activation des boues pendant le traitement secondaire peuvent entraîner une augmentation des concentrations d'ammoniac dans l'effluent final par la transformation de matières organiques en azote ammoniacal; ii) l'utilisation de la nitrification pour réduire les concentrations d'ammoniac amène une augmentation des concentrations de nitrates et de nitrites dans l'effluent; iii) la dégradation de certains composants peut conduire à la formation de composés différents qui ne sont pas nécessairement moins toxiques (p. ex., les polyéthoxylates de nonylphénol se dégradent en 4-nonylphénol, une substance plus toxique); iv) la désinfection au chlore des effluents produit du chlore résiduel, qui est toxique pour les poissons.

Substances perturbatrices du système endocrinien

Les effluents municipaux sont une source de produits chimiques qui peuvent altérer la fonction endocrinienne et, par conséquent, affecter de façon négative la reproduction ou le développement chez les animaux (Jobling et Sumpter, 1993; Ternes et al., 1999). On a relevé la présence, dans des effluents d'égout, d'hormones naturelles et synthétiques et de certains produits chimiques industriels capables de provoquer des effets oestrogéniques. Des tests en laboratoire ont permis d'établir un lien causal entre ces produits chimiques et des modifications de la fonction endocrinienne reproductrice chez les poissons. Toutefois, les effets nuisibles que peuvent avoir ces produits sur les espèces aquatiques ou sur les humains ne sont pas entièrement compris. Certains résultats laissent entendre que ces effets pourraient se manifester même à de faibles concentrations ou à la suite d'une exposition transitoire.

Produits pharmaceutiques et produits d'hygiène et de beauté

On a décelé la présence de produits pharmaceutiques (antibiotiques, médicaments régulateurs des lipides plasmatiques, analgésiques, médicaments anti-inflammatoires et béta-bloquants) et de produits d'hygiène et de beauté (parfums [muscs], produits pour la peau, désinfectants et antiseptiques) dans les effluents municipaux et les eaux de surface connexes (Daughton et Ternes, 1999). Pendant longtemps, les médicaments n'ont pas été considérés comme des polluants environnementaux; toutefois, leur capacité d'entraîner une variété de réponses physiologiques suscite des préoccupations quant aux effets qu'ils pourraient avoir sur les organismes aquatiques. La gamme des produits pharmaceutiques utilisés continuera de se diversifier et de s'étendre avec le vieillissement de la population et l'expansion rapide de l'industrie pharmaceutique. Nous possédons une connaissance limitée de la transformation, du devenir et des effets de ces produits dans l'environnement. Les répercussions de l'exposition à ces mélanges complexes demeurent inconnues.

Prévention de la pollution et procédés de traitement

Bon nombre de secteurs industriels ont adopté des mesures de prévention de la pollution pour résoudre le problème constant des effluents au point de rejet. La compréhension de l'ensemble des caractéristiques d'une installation ou d'un système d'exploitation facilite l'élaboration d'idées novatrices pour la réduction des coûts et des volumes de déchets et l'amélioration de l'efficacité de l'énergie et des ressources. La demande croissante pour l'eau conduira à la mise en place d'une variété de mesures de conservation

de l'eau, lesquelles auront des répercussions sur la gestion des eaux usées. Ces efforts sont plus exigeants pour les installations de traitement municipales en raison de la nature complexe des eaux usées municipales. Les grandes municipalités peuvent réduire de manière importante les rejets de matières indésirables par la réduction à la source, l'éducation des représentants de l'industrie et la modification des infrastructures municipales (p. ex., réduction des flux entrants et des infiltrations). Elles peuvent réaliser des progrès importants en ce qui concerne la réduction de la charge des rejets et du recours à la dérivation sans avoir à moderniser leurs installations de traitement. Les municipalités plus petites pourraient avoir des ressources limitées à consacrer à ces fins. La facilitation et le partage de l'information sur ces possibilités sont essentiels si l'ont veut réduire les concentrations de contaminants dans les eaux usées à la source plutôt qu'au niveau des installations de traitement.

Évaluation des risques écologiques

On a toujours réglementé les effluents des installations de traitement municipales en fonction d'un niveau de technologie déterminée ou de critères de qualité des effluents au point de rejet. Or, cette forme de réglementation ne garantit ni la protection de l'environnement, ni le respect de tous les règlements environnementaux. L'évaluation des risques écologiques (ERE) est une approche qui permet de gérer les déchets urbains liquides en fonction des contraintes propres à chacun des milieux récepteurs. Cependant, l'application de l'ERE nécessite fréquemment l'utilisation de données complètes sur l'environnement et des compétences en matière d'interprétation que ne possèdent pas toujours les propriétaires des installations de collecte et de traitement des déchets urbains. Il faut fournir des orientations, élaborer des outils environnementaux et établir un cadre de réglementation pour aider les municipalités à mener des évaluations des risques écologiques. L'élaboration de ces outils et de ce cadre pourrait s'appuyer sur les expériences combinées d'autres secteurs industriels. Cette approche devra faire en sorte que les recommandations seront fondées sur des données scientifiques non équivoques et offriront un cadre de réglementation clair aux municipalités.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Bon nombre des problèmes actuels et naissants nécessiteront l'élaboration de nouvelles politiques et de nouveaux règlements. Il faudra cependant accroître les connaissances pour réduire les incertitudes importantes qui demeurent en ce qui concerne les sources, le traitement, le devenir dans l'environnement et les effets de nombreux composés.

Sources et traitement

- Améliorer les stratégies visant à réduire les concentrations d'ammoniac et d'autres produits chimiques qui présentent une toxicité aiguë dans les réseaux d'égout et les installations de traitement municipales.
- Localiser les sources et comprendre le devenir des substances d'intérêt prioritaire et des substances toxiques dans les installations de traitement.
- Déterminer les sources, la distribution et le devenir des oestrogènes, des produits pharmaceutiques et des produits d'hygiène et de beauté dans les installations de traitement.
- Établir des stratégies de prévention de la pollution en tant qu'approche complémentaire au traitement des eaux usées.
- Élaborer des critères de qualité, des objectifs et des normes pour le traitement et l'élimination des déchets, lesquels doivent être fondés sur la capacité de charge et d'assimilation des eaux réceptrices.

Devenir dans l'environnement et effets

- Déterminer les effets sublétaux de la raréfaction de l'oxygène dissous chez les organismes aquatiques ainsi que la contribution de ce phénomène au stress cumulatif.
- Déterminer le rôle des effluents de déchets urbains et des rejets de fosses septiques dans la contamination bactérienne des bancs de coquillages et des eaux utilisées à des fins récréatives.
- Déterminer les sources, le devenir et les effets des substances toxiques d'intérêt prioritaire (p. ex., LSIP-1 et 2) dans les environnements récepteurs.
- Déterminer l'incidence de l'épandage de biosolides sur les terres agricoles sur les eaux superficielles et souterraines.
- Déterminer le rôle des installations de traitement municipales dans l'eutrophisation et la prolifération des espèces nuisibles et des algues toxiques.
- Déterminer les conséquences du rejet de sous-produits du traitement tels que le chlore résiduel, l'ammoniac et ses métabolites ou les contaminants organiques sur les écosystèmes.
- Déterminer la pertinence des essais biologiques réglementaires en regard de l'intégrité des écosystèmes.
- Déterminer la distribution, le devenir et les effets des substances perturbatrices du système endocrinien sur la croissance, la reproduction et le développement des organismes aquatiques dans les milieux exposés aux effluents municipaux.
- Déterminer les effets d'interaction potentiels résultant d'une exposition à de faibles concentrations de mélanges complexes de composés bioactifs.
- Déterminer les conséquences d'un transfert potentiel de la résistance aux antibiotiques à l'environnement.
- Déterminer la toxicité aiguë et chronique, la bioaccumulation et l'amplification des effets des contaminants contenus dans les rejets intermittents.
- Déterminer les tendances actuelles et à long terme de l'incidence des effluents des installations de traitement municipales sur la qualité de l'eau.
- Élaborer des indicateurs d'effets écologiques pour évaluer l'incidence potentielle des effluents des installations de traitement des eaux usées municipales.

Les installations de traitement continueront de jouer un rôle important dans la gestion des eaux usées municipales. Il faut mener des recherches continues pour s'assurer que les pratiques de gestion des eaux usées municipales et les évaluations environnementales tiennent compte des connaissances et des techniques nouvelles. Il faut promouvoir des solutions qui vont au-delà des réductions aux points de rejet, par exemple la conservation de

l'eau, le renouvellement des infrastructures ou la prévention de la pollution. On recommande d'adopter les mesures suivantes pour assurer la protection de la qualité de l'eau contre les effluents des installations de traitement des eaux usées municipales rejetés dans l'environnement au Canada.

- Favoriser la planification des infrastructures et l'intégration des avancées technologiques pour s'assurer que l'aménagement urbain et la croissance démographique ne diminueront pas la portée des améliorations apportées au traitement et des mesures de protection de l'environnement.
- Renforcer les occasions de partenariat entre les gouvernements fédéral et provinciaux et les administrations municipales pour l'application des programmes de surveillance et la conduite des évaluations des incidences écologiques.
- Incorporer la planification de la gestion des eaux usées municipales à la gestion intégrée des bassins hydrographiques pour tenir compte des effets cumulatifs de nombreux facteurs d'agression environnementaux.
- Élaborer des outils et des indicateurs pour l'évaluation de l'incidence environnementale des effluents des installations de traitement municipales, ainsi qu'un cadre pour l'évaluation des risques écologiques.
- Élaborer et adopter des approches de prévention de la pollution dans le cadre de la planification de la gestion des eaux usées municipales pour réduire le plus possible les teneurs en substances indésirables des affluents.

Les effluents d'eaux usées municipales sont constitués de matières solides en suspension, de déchets d'origine humaine, ainsi que de résidus et de produits chimiques provenant de sources résidentielles, industrielles et commerciales.

Références

Chambers P.A., M. Allard, S.L. Walker, J. Marsalek, J. Lawrence, M. Servos, J. Busnarda, K.S. Munger, K. Adare, C. Jefferson, R.A. Kent et M.P. Wong. 1997. « The impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review ». Water Qual. Res. J. Canada 32: 659-713.

Daughton, C. et T. Ternes. 1999. « Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change? ». Environ. Health Perspect. 107: 907-938.

Environnement Canada. 1996. Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD) de 1996, Ottawa (Ontario), le Ministère.

Jobling, S. et J.P. Sumpter. 1993. « Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: an in vitro study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes ». Aquat. Toxicol. 27: 361-372.

Nelson, H. 1994. « Fecal coliform contamination in Georgia Strait », Vancouver (Colombie-Britannique), Environnement Canada, « Shellfish and Aquaculture Program », région du Pacifique et du Yukon.

Santé Canada. 1995a. « Sommaire des maladies à déclaration obligatoire », Relevé des maladies transmissibles au Canada, vol. 21-18, p. 166.

Santé Canada. 1995b. Intoxications alimentaires et maladies d'origine hydrique au Canada : Sommaires annuels, Ottawa (Ontario), Direction générale de la protection de la santé.

Statistique Canada. 1994. Perspectives sur l'environnement 1994, Ottawa (Ontario), le Ministère. N° de cat. 11-528F.

Ternes, T., M. Stumpf, J. Mueller, K. Haberer, R.-D. Wilken et M. Servos. 1999. « Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - 1: Investigations in Germany, Canada and Brazil ». Sci. Total Environ. 225: 82-90.

Warman, P.R. 1997. « Alternative amendments in agriculture: overview of their characteristics and use », dans Alternative Amendments in Agriculture: Proceedings of the Joint Symposium on Alternative Amendments in Agriculture, publié sous la direction de P.R Warman, Truro (Nouvelle-Écosse), Institut agricole du Canada.

Webber, M.D. et T.E. Bates. 1997. « Municipal sewage sludge use on agricultural land », dans Alternative Amendments in Agriculture: Proceedings of the Joint Symposium on Alternative Amendments in Agriculture, publié sous la direction de P.R. Warman, Truro (Nouvelle-Écosse), Institut agricole du Canada.

10. REJETS DES SOURCES PONCTUELLES INDUSTRIELLES

Joseph M. Culp,[1] Jan Ciborowski,[2] Monique G. Dubé,[1] Karsten Liber,[3] Kelly R. Munkittrick[4] et W. Roy Parker[5]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Saskatoon (Saskatchewan)
[2]Université de Windsor, Département des sciences biologiques, Windsor (Ontario)
[3]Université de Saskatchewan, Centre de toxicologie, Saskatoon (Saskatchewan)
[4]Université du Nouveau-Brunswick, Département de biologie, Saint John (Nouveau-Brunswick)
[5]Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Fredericton (Nouveau-Brunswick)

État de la question

L'industrie minière, l'industrie pétrochimique et l'industrie des pâtes et papiers contribuent largement à l'économie canadienne. Ensemble, ces trois secteurs d'activités comptent plus de 1200 sites industriels dont la productivité totale correspond à environ 10 % du PIB du Canada (www.ccpa.ca; www.mining.ca; www.paprican.ca). Ces industries procurent en outre un emploi direct à plus d'un million de personnes. Malgré leur importance socio-économique, ces sources ponctuelles industrielles rejettent des effluents qui menacent considérablement la qualité de l'eau, avec les conséquences que cela comporte pour la santé humaine et l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Les rejets de déchets industriels peuvent en effet nuire à la santé des écosystèmes en produisant des effets toxiques directs et indirects, en favorisant un enrichissement en éléments nutritifs et en altérant les habitats physiques, ce qui entraîne des modifications dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes et la biodiversité aquatique globale (Northern River Basins Study, 1996). Ces rejets peuvent également avoir une incidence sur la santé humaine, par la consommation de poissons, de mollusques et d'eau potable contaminés ou par contact physique lors de la pratique d'activités récréatives et professionnelles (Armstrong et al., 1995; Muir et Pastershank, 1996; Raymond et al., 1999).

Le présent document vise à définir les préoccupations actuelles et émergentes que suscitent l'industrie des pâtes et papiers, l'industrie minière et l'industrie pétrochimique pour la qualité de l'eau au Canada, et plus particulièrement pour l'eau potable et l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Des recommandations d'experts y sont formulées en vue de pallier les lacunes des évaluations d'impact et des lois actuelles sur la protection de l'environnement. Enfin, en plus d'examiner l'apport de chaque industrie dans la dégradation de la qualité de l'eau, nous insistons également sur le besoin immédiat de procéder à l'évaluation des effets cumulatifs et la gestion intégrée des bassins hydrographiques.

Industrie des pâtes et papiers

En 2000, l'industrie canadienne des pâtes et papiers comptait quelque 125 usines réparties à travers le pays (Langlois et al., 1997). Les procédés utilisés par ces usines génèrent de larges volumes d'effluents, une usine type (capacité de 700 tonnes par jour) produisant entre 90 et 130 millions de litres par jour (Walden, 1976). Ces effluents, qui consistent en des mélanges complexes de centaines de composés dont bon nombre ne sont toujours pas identifiés, sont rejetés dans divers habitats, incluant des lacs, des rivières, des estuaires et des littoraux. Les principaux effets de ces rejets sont dus à leur toxicité chronique pour les organismes aquatiques et à l'eutrophisation (Culp et al., 2000; Dubé et Munkittrick, 2001; Dubé et al., 2001).

Les effets environnementaux qui ont été causés par les effluents des usines de pâtes et papiers peuvent être définis en fonction de trois périodes distinctes. Entre les années 1950 et la fin des années 1970, le rejet d'effluents à forte teneur en fibres et en composés organiques biodégradables a entraîné une dégradation considérable de l'habitat et une létalité aiguë pour le biote présent (McLeay and Associates, 1987; Folke, 1996). Pour contrer ces effets, le gouvernement a établi des valeurs limites relatives à la teneur en fibres des effluents et un seuil de létalité aiguë, pour les rejets à la sortie de l'usine. Par la suite, les connaissances acquises entre les années 1970 et le début des années 1980 ont permis d'établir que les effets des effluents des usines de pâtes et papiers étaient liés à la toxicité chimique et principalement à la présence dans ces effluents de résines, d'acides gras et de composés phénoliques chlorés, ainsi qu'à la bioaccumulation de composés organochlorés (p. ex., les dioxines et les furannes) (Owens, 1996). Ces observations ont mené à l'adoption de règlements limitant les rejets de ces substances. Durant les années 1980 et 1990, les modifications apportées aux procédés ont été axées principalement sur la modification du type ou du volume de produits chimiques blanchissants (remplacement du chlore élémentaire par du bioxyde de chlore), de manière à réduire la formation et le rejet de composés organochlorés, et sur l'installation de systèmes de traitement secondaire des effluents. Les années 1990 furent également marquées par une évolution des préoccupations suscitées par les effluents des pâtes et papiers, l'attention étant désormais portée non plus sur les effets létaux, mais davantage sur les effets sublétaux tels la réduction de la croissance, les troubles de la reproduction, les anomalies physiologiques et la perturbation des fonctions endocriniennes dans le biote aquatique (Folke, 1996). Cependant,

malgré des décennies d'investissements visant à améliorer la performance environnementale de l'industrie des pâtes et papiers, les données recueillies continuent de faire état de graves répercussions sur la santé des écosystèmes aquatiques à travers le pays (Munkittrick et al., 2001).

Industrie minière

Il existe au Canada quelque 900 sites miniers qui sont, ou ont été, exploités pour l'extraction de métaux de base, d'or, de potasse, de charbon et de minerai de fer (AETE, 1995). Un grand nombre de ces sites sont aujourd'hui fermés ou abandonnés; cependant, entre 100 et 170 de ces mines sont toujours en exploitation au Canada et la plupart d'entre elles sont situées près de plans d'eau douce, dans des régions éloignées, loin d'autres développements industriels et urbains. La plupart des eaux usées sont rejetées dans de petits cours d'eau près de leur source, dans lesquels les effluents forment la majeure partie de l'écoulement. Le drainage diffus qui se produit à partir des amas de roches résiduaires et des résidus de procédé vient compliquer la mise en place de systèmes antipollution. De plus, ces eaux de surface peuvent souvent présenter un niveau élevé de contamination naturelle, qui provient de la région minéralisée ainsi que des effluents et écoulements associés aux installations minières voisines. Contrairement à la plupart des autres industries, les mines fermées et abandonnées continuent de rejeter des contaminants dans les plans d'eau de surface de la région, un problème d'autant plus complexe qu'on ignore souvent qui est propriétaire de ces installations.

Les effets de l'exploitation minière durent beaucoup plus longtemps que ceux résultant des opérations de pâtes et papiers; en effet, alors que les forêts repoussent et que les effluents se dispersent, les bassins de résidus et les amoncellements de scories demeurent et continuent d'avoir un impact pendant des centaines d'années. La plupart des contaminants diffèrent également par leur type : ainsi, les métaux libérés des mines ne se dégradent pas et demeurent en permanence dans l'environnement. Au nombre des problèmes historiques associés à l'exploitation minière, mentionnons la toxicité des effluents, le rejet de métaux, le drainage minier acide, l'envasement, la destruction d'habitats et les émissions de cheminée. Les initiatives gouvernementales de réglementation et les mesures d'atténuation mises en place par l'industrie ont permis de réduire, voire d'éliminer, ces menaces dans les mines en exploitation, et les problèmes actuels dans ces mines ont trait aux effets à plus long terme résultant d'une exposition chronique à de faibles niveaux de métaux, à la bioaccumulation, à la contamination des sédiments, à la perturbation des fonctions endocriniennes, à la stabilité des digues pour résidus ainsi qu'à l'évolution à long terme des caractéristiques des eaux de surface qui reçoivent les rejets miniers. Il faut donc porter une attention accrue aux sites miniers désaffectés afin de mieux évaluer leurs impacts sur les écosystèmes aquatiques et de prendre les mesures correctives qui s'imposent.

Il arrive souvent que l'on retrouve, sur le même gisement, de multiples mines qui rejettent leurs eaux usées dans le même bassin hydrographique. Il devient donc d'autant plus difficile d'imputer à une installation en particulier les incidences environnementales observées, un problème que viennent aggraver l'élévation naturelle des concentrations de métaux que l'on observe parfois dans les régions minéralisées et l'apport de métaux provenant de sources non ponctuelles associées à l'exploitation minière. La réglementation minière vise chaque industrie séparément et ne tient pas compte des effets cumulatifs potentiels. Une stratégie de gestion environnementale à l'échelle du bassin hydrographique assurerait un niveau de protection mieux intégré.

Industrie pétrochimique

L'industrie pétrochimique peut essentiellement être divisée en trois catégories, soit l'extraction, le raffinage et le transport. Ensemble, ces activités génèrent 4 % (30 milliards de dollars) du PIB du Canada et procurent des emplois à quelque 400 000 personnes réparties dans plus de 200 établissements à travers le pays. Les produits pétrochimiques sont issus du forage pétrolier et gazier et de l'exploitation minière des sables bitumineux. Les installations pétrochimiques actives appliquent des stratégies de prévention de la pollution et de restauration qui réduisent au minimum les effets aigus sur l'environnement. De toutes les industries exploitant les ressources naturelles, l'industrie pétrochimique est unique en ce qu'elle produit peu de rejets directs dans le milieu aquatique, si ce n'est des sables bitumineux. Dans le cas des sables bitumineux, les menaces liées à la qualité de l'eau sont liées principalement aux déversements, à l'élimination des déchets et à la remise en état à long terme.

Les activités de forage terrestres sont concentrées principalement dans les prairies et les parcours naturels de l'ouest du Canada et dans le sud-ouest de l'Ontario. Pour leur part, les opérations de forage en mer se limitent à la côte de l'Atlantique, bien que des possibilités existent aussi dans le Grand Nord. En général, les activités terrestres créent peu de perturbations directes sur les ressources aquatiques; elles peuvent en revanche entraîner le rejet de produits chimiques (hydrocarbures, éléments à l'état de traces, composés sulfurés) dans l'atmosphère et le dépôt subséquent des produits chimiques a une incidence sur les plans d'eau inférieurs environnants (milieux humides, étangs). La poursuite de la croissance économique en Amérique du Nord, conjuguée à la demande croissante d'énergie, entraînera une augmentation de l'exploration des ressources pétrochimiques. L'extraction pétrolière en mer est une industrie en expansion qui pourrait avoir des incidences sur les écosystèmes marins, en raison principalement des risques de déversement qui y sont associés. L'évaluation des problèmes liés à l'exploration en mer dépasse toutefois le cadre du présent rapport.

Les produits pétrochimiques bruts provenant du forage en mer sont transportés par des navires-citernes vers un réseau de pipelines terrestres qui s'étend à travers le pays. Les déversements sont, et continueront d'être, une grande menace pour les écosystèmes en milieu marin et les écosystèmes d'eau douce, surtout que les installations vieillissent. L'amélioration de la construction des pipelines et l'utilisation de navires-citernes à double coque ont réduit les risques de déversement de pétrole.

Le choix de l'emplacement des raffineries de produits pétrochimiques et des industries connexes est dicté par des impératifs économiques et commerciaux. Ces installations sont situées le long des principales voies de transport et des plans d'eau pouvant fournir l'eau de refroidissement (p. ex., les voies interlacustres des Grands Lacs, le bas-Fraser, les rivières de la Saskatchewan et la

côte de l'Atlantique). Les effets des opérations de raffinage sur les plans d'eau locaux sont le résultat du traitement des produits bruts et des déchets, ainsi que de la production de produits chimiques et de déchets industriels. Un grand nombre de sous-produits pétrochimiques sont hydrophobes et persistants. C'est ce qui explique que les anciennes raffineries, les sites de traitement et de stockage et les plans d'eau adjacents contiennent souvent des sédiments hautement contaminés, et cette contamination observée aux anciennes raffineries de produits pétrochimiques ainsi qu'aux usines désaffectées de préservation du bois (créosote) constitue un grave problème. Des effets cancérigènes et autres effets dans le biote ont en effet été associés à l'exposition à des sédiments contaminés par des HAP. L'infiltration souterraine à partir des installations de stockage sur place (puits profonds, fosses) constitue une source potentielle de contamination des eaux souterraines et de transport vers les eaux de surface.

Les sables bitumineux sont présents dans la région boréale et le parc du nord-est de l'Alberta. Des installations expérimentales ont commencé à y être exploitées à la fin des années 1970. Grâce aux progrès récents des techniques d'extraction, la production de pétrole à partir des sables bitumineux est devenue une solution économiquement intéressante, ce qui a entraîné une hausse considérable des projets de mise en valeur. On s'attend ainsi à ce que la production, qui est actuellement d'environ 250 000 barils par jour, triple au cours des 20 prochaines années grâce aux investissements de plus quatre milliards de dollars réalisés par l'industrie pétrolière.

L'exploitation minière exige le défrichage de vastes superficies et la dérivation des cours d'eau locaux et des plans d'eau récepteurs autour des zones de concession minière. De plus, l'extraction et le traitement des sables bitumineux requièrent l'utilisation de vastes quantités d'eau, et ce malgré l'utilisation de techniques de recyclage efficaces. Les eaux de traitement des sables bitumineux contiennent des sels, des métaux-traces, des HAP et des acides naphténiques — des constituants présents naturellement à de faibles concentrations dans les eaux de surface locales. La toxicité aiguë initiale pour le biote aquatique diminue rapidement au fil des ans. En effet, les interactions complexes qui se produisent entre les différentes catégories de produits chimiques réduisent la biodisponibilité des composés persistants qui s'accumulent dans le biote. Toutes les eaux de traitement des sables bitumineux sont stockées sur place et sont isolées de l'écosystème environnant. Les plans de remise en état et de restauration des zones exploitées prévoient entre autres la mise au point de structures nouvelles d'assèchement et de détoxification, incluant l'aménagement de terres humides et de lacs artificiels. Bien qu'on ne connaisse pas parfaitement les répercussions à long terme pour les communautés aquatiques qui se développent dans les plans d'eau recevant les eaux de traitement des sables bitumineux, on s'attend à ce que cela donne lieu à la formation d'écosystèmes présentant des conditions salines.

Tendances

Industrie des pâtes et papiers

Au cours des 25 dernières années, le nombre de rejets d'effluents papetiers est demeuré relativement constant au Canada. Et, même si l'on prévoit une hausse marginale de la production de pâtes et papiers, en réponse aux prix de la pâte et à la demande du marché, les efforts consentis par l'industrie en vue de réduire la consommation d'eau devraient se traduire par une diminution du volume d'effluents rejetés. Cependant, cette tendance en faveur d'une réduction de la consommation d'eau par les usines fera en sorte que les effluents deviendront plus concentrés et pourraient donc dépasser les normes basées sur la toxicité qui s'appliquent aux effluents au point de rejet. Donc, en vertu des lois actuelles, les usines seront peu enclines à réduire leur consommation d'eau, car la toxicité accrue qui en résultera entraînera le non-respect de la réglementation. L'Association canadienne des pâtes et papiers prévoit en outre que l'industrie continuera de mettre l'accent sur la prévention de la pollution, davantage que sur le traitement des effets (www.cppa.org; www.paprican.ca), un objectif rendu nécessaire du fait que, malgré la modernisation des usines et l'installation de systèmes de traitement secondaire des effluents dans 99 % des usines du Canada, 65 % d'entre elles ont déclaré des effets sur les invertébrés benthiques et 80 % ont signalé des effets sur le poisson en 2000 (Lowell et al., données inédites; Munkittrick et al., 2001). Le Programme national de suivi des effets sur l'environnement (SEE) continuera de contribuer à la collecte des données de surveillance écologique nécessaires à l'évaluation des effets actuels des pâtes et papiers sur la qualité de l'eau.

Industrie minière

La réglementation des mines de métaux a récemment fait l'objet d'une évaluation et d'une révision dans le cadre d'un processus septennal. Ce processus a porté entre autres sur le programme AQUAMIN, un programme multilatéral qui s'est poursuivi de 1993 à 1996 et qui avait pour but d'examiner les effets des activités minières sur le milieu aquatique (www.ec.gc.ca) (AQUAMIN, 1996). Cet examen a révélé que les effluents miniers avaient eu une incidence manifeste sur la qualité de l'eau, la qualité des sédiments ainsi que sur les communautés de poisson et d'invertébrés benthiques. Une série de recommandations a été formulée au terme de cet examen, celles-ci prévoyant entre autres la modification du *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux* afin d'y inclure toutes les mines du Canada; l'application de limites de rejet plus rigoureuses et l'obligation, pour toutes les mines, de mettre en place un programme de suivi des effets sur l'environnement (SEE). Entre 1995 et 1999, l'Association minière du Canada et le gouvernement fédéral ont financé le Programme d'évaluation des techniques de mesure d'impacts en milieu aquatique (ÉTIMA), un examen multipartite des techniques et des approches environnementales utilisées pour évaluer l'impact des mines de métaux (www.nrcan.gc.ca/mets/aete). Ce programme propose des outils efficaces et rentables pouvant être utilisés pour surveiller les effets des activités minières sur les écosystèmes aquatiques. À la lumière des recommandations formulées dans le cadre du programme AQUAMIN, Environnement Canada a lancé un processus multipartite visant à modifier le *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux*, en vue

notamment d'y inclure un programme de suivi des effets sur l'environnement qui soit applicable aux mines de métaux. Le règlement modifié a été publié dans la partie I de la *Gazette du Canada* en juillet 2001.

Industrie pétrochimique

Les principaux facteurs préoccupants liés à l'expansion rapide de l'industrie d'exploitation des sables bitumineux ont trait à la présence d'hydrocarbures (HAP, acides naphténiques) et de métaux-traces ainsi qu'à la salinité. De tous ces paramètres, la salinité et les acides naphténiques sont ceux qui sont le plus fortement liés à la toxicité chronique. Les interactions entre ces composés et les phénomènes environnementaux (dégradation microbienne, rayonnements ultraviolets, etc.) sont des domaines où les connaissances sont très déficientes, ce qui nuit à la compréhension des mesures de restauration requises et du développement des communautés biologiques.

De même, on connaît mal la composition des hydrocarbures atmosphériques re-déposés et des métaux-traces associés qui proviennent du brûlage et de la volatilisation à partir des bassins de stockage. Bien que les préoccupations suscitées par ces substances concernent principalement la contamination de l'air, il peut aussi y avoir accumulation dans les eaux de surface. Aussi faudrait-il examiner les effets tératogènes, génotoxiques et immunotoxiques potentiels de ces substances et leur potentiel de bioaccumulation.

Problèmes naissants

Industrie des pâtes et papiers

- La disparité entre, d'une part, la réglementation basée sur la toxicité qui s'applique aux effluents au point de rejet et, d'autre part, la tendance de l'industrie visant à réduire la consommation d'eau fait en sorte qu'il faudra désormais insister davantage sur les critères d'évaluation écologique.
- Les connaissances sur les conséquences écologiques des effets actuels sont insuffisantes (p. ex., on ignore les effets du rejet de perturbateurs endocriniens sur la biodiversité aquatique).
- On continue de documenter les impacts écologiques, alors qu'on est toujours incapable d'identifier les sources dans les usines et d'établir l'identité chimique des agents responsables. Il importe de mieux comprendre ces produits chimiques et évaluer la faisabilité des nouvelles techniques de traitement.
- La tendance visant à réduire l'utilisation des composés blanchissants à base de chlore et à préconiser des techniques de rechange (p. ex., l'utilisation d'agents blanchissants au peroxyde d'hydrogène) comporte des incertitudes quant à l'incidence de ces pratiques sur la qualité des effluents et aux effets environnementaux qui en résulteront.
- Les effets des rejets d'usines sur la qualité de l'eau potable sont essentiellement inconnus. Des cas de détérioration des paramètres esthétiques (c.-à-d. couleur, odeur, goût) ont toutefois été signalés jusqu'à 900 km en aval d'usines de pâtes (Armstrong et al., 1995). De plus, la production de chlorate dans les usines qui utilisent le bioxyde de chlore comme procédé de rechange pourrait constituer un problème de santé humaine si ce composé se retrouve dans l'eau potable. Or les programmes d'évaluation actuels qui s'appliquent aux usines de pâtes et papiers ne prévoient pas de paramètres de mesure liés à l'eau potable.
- Les rapports sur le cycle 2 du programme de SEE laissent croire que, dans 70 % des études, l'analyse des effets des effluents d'usines a été brouillée par la présence d'autres sources d'effluents et par les fluctuations naturelles. Un grand nombre d'usines sont situées sur les rives d'importants cours d'eau et estuaires, à proximité de multiples points de rejet de sources ponctuelles (égouts municipaux), d'où la difficulté d'imputer les effets observés à une usine ou à une source en particulier. Nous avons besoin de nouveaux outils et cadres d'action pour évaluer les effets cumulatifs des rejets provenant de sources ponctuelles multiples.
- Afin de pouvoir comprendre les effets cumulatifs, il faudra mettre en place des programmes régionaux et nationaux de gestion des données.

Industrie minière

- La technologie minière, ainsi que les dangers que présentent les activités minières pour les écosystèmes aquatiques, ne devraient pas changer considérablement dans un avenir rapproché; on s'attend par contre à la mise en oeuvre prochaine de nouveaux projets d'exploitation des minéraux, en particulier dans des régions éloignées, vierges et sensibles. Ces futurs projets de mise en valeur incluront probablement :
  - l'expansion des activités minières dans l'Arctique, en particulier en rapport avec les mines de diamant;
  - la mise en valeur de nouveaux gisements miniers importants, comme celui de la baie Voisey;
  - la poursuite et l'intensification de l'exploitation des sables bitumineux en Alberta.
- Les mines désaffectées continueront de constituer une menace pour la qualité de l'eau, en raison du drainage minier acide qui s'y produit et des risques de défaillance des digues pour résidus. Et, dans certains de ces sites, la capacité de production d'eau acide persistera pendant des siècles.
- L'évolution des profils de précipitations, qui découle du réchauffement de la planète, pourrait accroître les risques associés à la contamination provenant des digues pour résidus vétustes et abandonnées.

Industrie pétrochimique

- On ignore les effets cumulatifs qui résulteront de la mise en valeur rapide des sables bitumineux et des activités de forage terrestres à l'intérieur de zones géographiques restreintes. Bien que les projets individuels fassent l'objet d'une évaluation des risques environnementaux, on connaît mal l'effet combiné de ces activités à l'échelle régionale. Dans la région d'exploration des sables bitumineux, il convient d'étudier et d'évaluer les conséquences régionales de l'évolution de la structure et du fonctionnement des écosystèmes qui résultera des projets de restauration.
- Pour surveiller les effets chroniques des sources ponctuelles et les changements naturels qui surviennent à l'échelle

régionale, il est recommandé de mettre en place un programme de surveillance continu similaire au programme de SEE. Le programme de surveillance régional, qui a été proposé pour le nord-est de l'Alberta, pourrait en grande partie répondre à cette exigence.

- Les stratégies de remise en état et de restauration font partie intégrante des plans régionaux de restauration écologique des zones d'exploration des sables bitumineux. Il est important de connaître les taux et les trajectoires de succession des habitats aquatiques aménagés et restaurés. Il faut également définir des points de référence et des paramètres permettant de mesurer l'atteinte d'objectifs écologiques pertinents.
- L'exploration pétrolière et gazière et les projets de mise en valeur dans l'Arctique menacent la qualité des eaux de surface. Les écosystèmes nordiques sont plus sensibles à la dégradation que les régions tempérées, car les températures plus basses ralentissent les processus de biodégradation et de rétablissement, ce qui a pour effet de prolonger la persistance des substances toxiques et les effets des perturbations qui y sont associées.
- Les installations actuelles de production et de transport de produits pétrochimiques au Canada vieillissent, ce qui accroît les risques de déversements imputables à une défaillance du matériel.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Besoins liés à l'évaluation des effets

- Déterminer les contaminants et les mélanges prioritaires par rapport aux rejets industriels (c.-à-d. perturbateurs endocriniens) et les solutions de rechange qui s'offrent en matière de traitement.
- Établir les seuils d'effets afin de déterminer l'importance écologique des effets industriels et la portée des efforts d'atténuation et de remise en état et aussi d'établir une distinction entre les effets naturels et ceux imputables à l'activité industrielle.
- Mieux comprendre les voies d'action des contaminants.
- Améliorer la capacité d'évaluer les milieux sensibles (p. ex., les écosystèmes de l'Arctique, les estuaires).
- Être mieux en mesure d'évaluer les sites industriels en exploitation et les sites abandonnés (p. ex., les mines désaffectées).
- Évaluer les répercussions du changement climatique planétaire sur les infrastructures industrielles existantes (p. ex., les digues pour résidus miniers) et la capacité de dilution des effluents.
- Évaluer les effets des émissions aériennes sur la qualité de l'eau, et plus particulièrement de l'eau potable.

Besoins liés à l'évaluation des effets cumulatifs

- Améliorer la capacité de déterminer les apports propres à chaque industrie, dans des milieux récepteurs communs où l'analyse est rendue difficile par la présence de rejets d'effluents multiples.
- Utiliser et améliorer les systèmes régionaux et nationaux de gestion de l'information, afin d'être mieux en mesure d'évaluer, de réagir et de prévoir.
- Inclure des paramètres liés à l'eau potable dans l'évaluation écologique de la qualité de l'eau.

Besoins liés à l'élaboration des politiques

- Améliorer et élargir les programmes de SEE applicables aux secteurs industriels.
- Élaborer des méthodes d'évaluation des effets cumulatifs axées sur la gestion intégrée des bassins hydrographiques.
- Améliorer l'intégration des critères d'évaluation écologique dans les stratégies de gestion environnementale, en complément des lois actuelles (p. ex., SEE, réglementation des effluents au point de rejet).

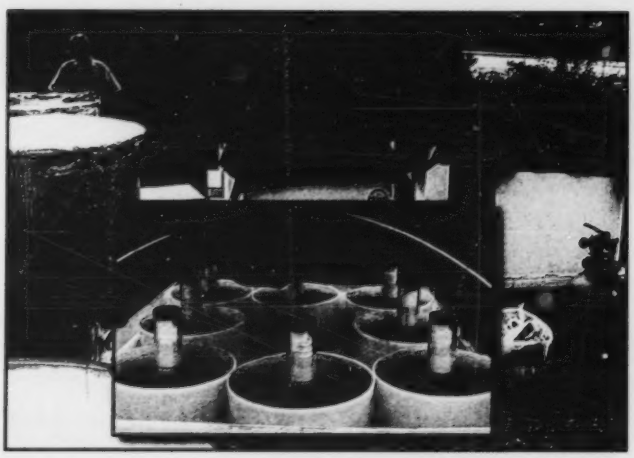
Le rejet des effluents industriels dans les plans d'eau au Canada se poursuivra et augmentera sans doute, sous l'effet de la croissance démographique et de l'intensification des activités d'exploration des ressources naturelles. Il faut donc poursuivre la recherche afin d'évaluer avec précision les répercussions de ces effluents sur les approvisionnements en eau potable et sur la santé des écosystèmes aquatiques. Il faut également mettre en place un système de gestion au niveau de l'écosystème ou du bassin hydrographique qui aille au-delà de la réglementation au point de rejet, afin d'assurer le développement durable et la protection de nos sources d'alimentation en eau brute. L'évaluation et la gestion des effets cumulatifs des effluents multiples doivent être basées sur une approche intégrée de gestion des rejets industriels qui ne se limite pas à une évaluation propre aux sites.

Les mesures suivantes sont recommandées pour assurer la protection de la qualité de l'eau contre les rejets d'effluents industriels dans l'environnement au Canada.

- Améliorer l'évaluation des effets écologiques, par :
  - la mise au point d'outils, de techniques et d'installations (p. ex., mise en place d'infrastructures régionales à l'échelle du mésocosme) pour mesurer le rôle des différents effluents industriels dans la dégradation de la qualité de l'eau, incluant la mise en place de nouvelles installations expérimentales dans les centres d'excellence exploités conjointement par le gouvernement et les universités (p. ex., les installations mixtes INRE-universités);
  - l'établissement d'indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques;
  - l'établissement des seuils d'effets à l'échelle du bassin hydrographique, afin d'assurer une gestion écosystémique adaptative.
- Encourager l'élaboration de programmes d'évaluation applicables aux écosystèmes sensibles et aux sites industriels abandonnés.
- Encourager l'adoption de stratégies de prévention de la pollution et la mise au point de technologies nouvelles visant à réduire l'incidence des effluents industriels sur la qualité de l'eau.
- Élaborer un système national de gestion de l'information et un cadre d'évaluation des effets cumulatifs qui permettent d'évaluer les effets des rejets industriels en même temps que les effets d'autres agresseurs ponctuels et non ponctuels influant sur la qualité de l'eau. À cette fin, il est essentiel d'intégrer des paramètres de mesure basés sur la qualité de l'eau potable dans les programmes d'évaluation et les sys-

tèmes de gestion de l'information, afin d'assurer la protection de nos ressources en eau brute devant répondre aux besoins liés à la consommation et à l'utilisation humaines.

- Élaborer des politiques à l'appui des programmes fédéraux de surveillance des effets environnementaux devant s'appliquer à l'ensemble des secteurs industriels. Il faut également élaborer des politiques prévoyant l'intégration de critères d'évaluation écologiques dans les stratégies de gestion environnementale, en complément des lois actuelles relatives aux émissions au point de rejet.
- Favoriser les liens entre les différentes directions d'EC (p. ex., Direction de l'évaluation environnementale et Direction de la recherche sur l'étude des impacts sur les écosystèmes aquatiques), ainsi qu'entre les divers ordres de gouvernement afin d'améliorer et de coordonner la collecte des données et la gestion de l'information.



Un système hydrographique artificiel, conçu d'après les caractéristiques du terrain, peut servir à évaluer les effets écologiques des déversements d'effluents par les installations minières, pétrochimiques et le secteur des pâtes et papiers, sur les réseaux fluviaux.

Références

AETE. 1995. « AETE program: 1995 approved work plan. Ottawa (Ontario). Aquatic Effects Technology Evaluation Management Committee. Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET). Natural Resources Canada ». 25 p.

AQUAMIN. 1996. Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada : rapport final. Ottawa. Environnement Canada.

Armstrong. T.F., D.S. Prince. S.J. Stanley et D.W. Smith. 1995. « Assessment of drinking water quality in the Northern River Basins Study Area: Synthesis Report No. 9 ». Edmonton (Alberta). Northern River Basins Study.

Culp. J.M., R.B. Lowell et K.J. Cash. 2000. « Integrating in situ community experiments with field studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers ». Environ. Toxicol. Chem. 19: 1167-1173.

Dubé. M.G. et K.R. Munkittrick. 2001. « Case study: pulp and paper mill effluent impacts ». dans The Toxicology of Fishes. publié sous la direction R. Di Giulio et D. Hinton. s.l. Présenté le 9 octobre 2000.

Dubé. M.G., J.M. Culp. K.J. Cash. N.E. Glozier. D.L. MacLatchy. C.L. Podemski et R.B. Lowell. 2001. « Artificial streams for environmental effects monitoring (EEM): development and application in Canada over the past decade ». Water Qual. Res. J. Canada. s.l. Présenté le 5 janvier 2001.

Folke. J. 1996. « Future directions for environmental harmonization of pulp mills ». dans Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents. publié sous la direction de M.R. Servos. K.R. Munkittrick. J.H. Carey et G.J. Van Der Kraak. Delray Beach (Floride). St. Lucie Press. p. 693-700.

Langlois. C., R. Parker. A. Beckett. A. Colodey. S. Humprey et C. MacDonald. 1997. « A regulated environmental effects monitoring program for Canadian pulp and paper mills: current status ». dans Proceedings. 3rd International Conference on Environmental Effects of Pulp and Paper Mill Effluents. Rotorua. NZ. novembre 9-13. s.l., p. 519-528.

McLeay and Associates Ltd. 1987. « Aquatic toxicity of pulp and paper mill effluent: A review ». EPS 4/PF/1. Ottawa (Ontario). Environnement Canada.

Muir. D.C.G. et G.M. Pastershank. « Environmental contaminants in fish: spatial and temporal trends of polychlorinated dibenz-*p*-dioxins and dibenzofurans. Peace. Athabasca and Slave River basins. 1992-1994. Report No. 129 ». Edmonton (Alberta). Northern River Basins Study.

Northern River Basins Study. 1996. « Report to the Ministers ». Edmonton (Alberta). Northern River Basins Study.

Munkittrick. K.R., S.A. McGeachy. M.E. McMaster et S. Courtenay. 2001. « Review of cycle 2 freshwater fish studies from the pulp and paper Environmental Effects Monitoring program ». Water Qual. Res. J. Canada. s.l. Présenté le 5 janvier 2001.

Owens. J.W. 1996. « Regulation of pulp mill aquatic discharges: current status and needs from an international perspective ». dans Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents. publié sous la direction de M.R. Servos. K.R. Munkittrick. J.H. Carey et G.J. Van Der Kraak. Delray Beach (Floride). St. Lucie Press. p. 661-671.

Raymond. B.A., D.P. Shaw. K. Kim. J. Nener. C. Baldazzi. R. Brewer. G. Moyle. M. Sekela et T. Tuominen. 1999. « Fraser River Action Plan resident fish contaminant and health assessment ». DOE FRAP 1998-20. Vancouver (Colombie-Britannique). « Aquatic and Atmospheric Sciences Division ». Environnement Canada.

Walden. C.C. 1976. « The toxicity of pulp and paper effluents and corresponding measurement procedures ». Water Res. 10 : 639-664.

11. EAUX DE RUISSELLEMENT URBAINES

J. Marsalek,[1] M. Diamond,[2] S. Kok[3] et W.E. Watt[4]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Université de Toronto, Département de géographie, Toronto (Ontario)
[3]Environnement Canada, Fonds de durabilité des Grands Lacs, Burlington (Ontario)
[4]Université Queen's, Département de génie civil, Kingston (Ontario)

État de la question

En régions urbaines, les précipitations et la fonte des neiges produisent des eaux de ruissellement qui sont transportées par les égouts, les canalisations de drainage et les cours d'eau et finissent par être rejetées dans les plans d'eau récepteurs sous forme d'eaux pluviales, dans les régions dotées d'égouts pluviaux, ou d'eaux d'égout unitaire dans les régions dotées de réseaux d'égout plus anciens. Durant ce transport, la qualité des eaux de ruissellement se détériore sous l'effet de l'apport de divers polluants et matériaux et de l'énergie thermique provenant du milieu urbain. Les eaux d'égout unitaire consistent en un mélange d'eaux pluviales, d'eaux d'égout brutes et de boues d'épuration dégraissées, dont la composition se compare à celle des eaux usées non traitées. Le niveau de pollution des eaux pluviales et des eaux d'égout unitaire varie considérablement durant et entre les épisodes de pluie, d'un niveau élevé (lequel est habituellement observé durant les premières phases du ruissellement, également désignées « première vidange ») à un niveau faible, vers la fin de la période de ruissellement (Marsalek et al., 1993).

Au cours des 30 dernières années, il a été établi que les eaux de ruissellement urbaines avaient un effet nocif appréciable sur l'environnement. Les rejets d'eaux pluviales et d'eaux d'égout unitaire produisent des effets physiques, chimiques, biologiques et combinés sur les plans d'eau récepteurs, qui sont de type aigu ou cumulatif (Harremoes, 1988) et qui nuisent considérablement aux usages bénéfiques de l'eau à bien des endroits (House et al., 1993).

Dans les nouveaux centres urbains, les mesures de gestion des eaux pluviales qui ont été mises en place au cours des 25 dernières années ont permis d'atténuer, dans une certaine mesure, les effets des inondations et de l'érosion; de même, la qualité de l'eau s'est quelque peu améliorée au cours de la dernière décennie grâce aux mesures axées sur l'amélioration de la qualité des eaux pluviales. On s'interroge toutefois sur le rendement à long terme de ces installations de gestion des eaux pluviales. Et, dans les vieux quartiers où des travaux de modernisation s'imposent, il n'y a guère eu de progrès. Certes, la plupart des municipalités canadiennes dotées de réseaux d'égout unitaire ont mis en place des programmes visant à réduire les débordements des égouts, mais les progrès réalisés sont relativement lents en raison des coûts élevés (Chambers et al., 1997).

Près de 80 % des Canadiens vivent en régions urbaines (ils étaient environ 25 millions en 2001, selon Statistique Canada [2000]). Or l'expansion de l'urbanisation et les activités connexes entraînent une augmentation du débit de ruissellement et une dégradation de la qualité de ces eaux. Ainsi, le volume de rejet et la charge de matières solides des eaux de ruissellement urbaines dépassent sensiblement ceux des eaux usées municipales (Chambers et al., 1997). Uniquement dans la région canadienne des Grands Lacs, les eaux de ruissellement urbaines rejettent chaque année quelque 10^5 t de matières en suspension, 10^4 t de chlorures, 10^3 t d'huiles et de graisses et entre 10^2 et 10^3 t de métaux-traces (Marsalek et Schroeter, 1989). La pollution due aux eaux d'égout unitaire suscite des préoccupations similaires, les polluants les plus préoccupants étant les pathogènes (lesquels sont habituellement évalués en fonction d'organismes indicateurs), les matières solides, les substances réduisant la teneur en oxygène, les éléments nutritifs et les produits chimiques provenant de petites sources industrielles et commerciales.

Des preuves de la gravité des effets causés par ces rejets ont été observées dans la moitié des secteurs préoccupants de la région canadienne des Grands Lacs, où les eaux pluviales et les eaux d'égout unitaire ont causé des problèmes de pollution variant de modérés à graves, qui empêchent le retrait de ces régions de la liste des secteurs préoccupants (Weatherbe et Sherbin, 1994). Ailleurs au Canada, d'autres villes éprouvent des problèmes de pollution similaires, notamment Vancouver, Edmonton, Winnipeg, Windsor, Hamilton, Toronto, Ottawa, Montréal, Québec et Halifax. Les auteurs cités ci-après présentent des exemples qui illustrent les effets des eaux de ruissellement urbaines sur la qualité de l'eau, les écosystèmes aquatiques et la santé.

Les effets sur la qualité de l'eau sont imputables à l'action combinée d'un ensemble de facteurs physiques, chimiques et microbiologiques (Chambers et al., 1997; House et al., 1993).

- Les facteurs physiques incluent le débit (responsable des inondations, de l'érosion et de l'affouillement d'habitats), les sédiments (qui causent la destruction d'habitats, nuisent aux phénomènes contribuant à la qualité de l'eau, influent sur la vie aquatique et favorisent le transport de contami-

nants), l'énergie thermique (qui cause la pollution thermique et la réduction des stocks de poissons d'eau froide) et la stratification densimétrique (qui nuit au brassage de l'eau).

- Les facteurs chimiques incluent les matières organiques biodégradables, qui sont présentes dans les eaux d'égout unitaire (et qui contribuent à l'épuisement de l'oxygène dissous), ainsi que les éléments nutritifs (à l'origine de l'eutrophisation), les métaux-traces, le chlorure, les polluants organiques persistants (POP), les pesticides et les hydrocarbures, souvent présents dans les mélanges complexes de produits chimiques que l'on retrouve dans les eaux pluviales et les eaux d'égout unitaire (et qui contribuent à la toxicité aiguë et chronique et à la génotoxicité).
- Enfin, au nombre des facteurs microbiologiques, mentionnons les bactéries et les virus d'origine fécale qui contaminent les eaux pluviales et les eaux d'égout unitaire (et entraînent la fermeture de plages et la contamination de mollusques).

Tous les facteurs précités peuvent nuire aux écosystèmes aquatiques, par l'altération des équilibres chimiques, de la dynamique énergétique et du réseau trophique, la dispersion et la migration des espèces, la perturbation du développement des écosystèmes, la disparition d'espèces critiques ainsi que la réduction de la diversité biologique et génétique (Lijklema et al., 1993).

En ce qui a trait à la santé humaine, les répercussions peuvent être imputables : a) à la contamination des sources d'alimentation en eau potable, par exemple par des substances à l'état de traces (Makepeace et al., 1995); b) à la contamination de poissons et de mollusques par des pathogènes et des métaux-traces présents dans les effluents municipaux (Chambers et al., 1997); c) à la contamination des eaux de baignade par la pollution fécale due aux rejets d'eaux d'égout unitaire et d'eaux pluviales par temps de pluie (Santé et Bien-être social Canada, 1992) et d) à la création de milieux propices au développement de vecteurs de maladies (p. ex., le virus du Nil occidental et l'encéphalite).

Il faut également reconnaître que d'autres questions liées à la qualité de l'eau ont une incidence sur la qualité des eaux de ruissellement urbaines et sur les effets qu'elles produisent (voir figure 1). En ce qui a trait par exemple aux sources de pollution, les eaux de ruissellement urbaines transportent certaines eaux usées municipales (dans les cas des eaux d'égout unitaire) et certains polluants provenant de sources industrielles (déversements accidentels, rejets illégaux, eaux grises). Le traitement des eaux pluviales et des eaux d'égout unitaire produit des sédiments et des boues qui sont souvent éliminés dans des sites d'enfouissement. Or les eaux de ruissellement urbaines renferment des POP, des pesticides, des substances perturbatrices du système endocrinien (SPSE), des pathogènes et des microorganismes qui proviennent de diverses sources urbaines. Les eaux pluviales et les eaux d'égout unitaire peuvent également contribuer à l'eutrophisation et éventuellement à l'acidification des plans d'eau récepteurs. Enfin, le changement climatique a une incidence sur la qualité et la quantité des eaux de ruissellement urbaines, sur leur distribution dans le temps et l'espace et sur le fonctionnement des usines de traitement et de contrôle de ces eaux.

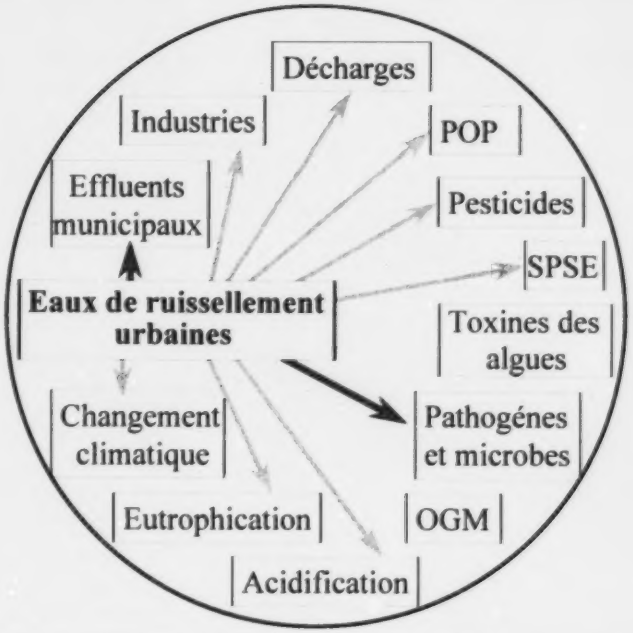


Figure 1. Liens entre les eaux de ruissellement urbaines et les autres problèmes liés à la qualité de l'eau (les flèches noires et grises représentent respectivement des liens primaires et secondaires).

L'évaluation qui a été faite par l'EPA, des États-Unis, de la qualité de l'eau dans ce pays donne une certaine idée de l'importance relative des divers polluants ou phénomènes de pollution qui y sont associés (EPA, 2000). Dans les cours d'eau détériorés, les principaux polluants et phénomènes ont été classés comme suit : 1. envasement (facteur principal dans 13,2 % des 850 000 milles de cours d'eau évalués); 2. pathogènes (bactéries) (12,3 %); 3. éléments nutritifs (10,0 %); 4. substances réduisant la teneur en oxygène (8,1 %); 5. métaux (7,2 %) et pesticides (5,3 %); 6. altérations de l'habitat (5,2 %) et 7. modifications thermiques (5,2 %). Or, à quelques exceptions mineures près, tous ces polluants et phénomènes sont associés aux eaux de ruissellement urbaines. En ce qui a trait maintenant aux lacs, le classement s'établit comme suit : 1. éléments nutritifs (facteur principal dans 19,9 % des 17,4 millions d'hectares de lacs évalués); 2. métaux (12,1 %); 3. silt (6,7 %); 4. substances réduisant la teneur en oxygène (6,3 %); 5. matières en suspension (4,6 %); 6. plantes aquatiques nuisibles (3,8 %) et 7. croissance excessive des algues (3,6 %).

Tendances

On s'attend à ce que les effets cumulatifs des rejets, contrôlés ou non, d'eaux pluviales et d'eaux d'égout unitaire provenant des régions urbaines existantes et futures entraînent une détérioration de la qualité de l'eau et des sédiments, des habitats et des autres utilisations des eaux réceptrices.

La tendance démographique à long terme en milieux urbains, qui se caractérise par un accroissement global de la population et une migration des régions rurales vers les régions urbaines, aura pour effet d'accroître la demande de services reliés à l'eau, incluant l'alimentation en eau potable, les infrastructures de drainage, la gestion des eaux usées et la protection des plans d'eau récepteurs. Selon les projections démographiques, la population du Canada

augmentera de cinq millions d'habitants au cours des 15 prochaines années, et la majeure partie de cette hausse (de 80 à 90 %) se produira en régions urbaines (Statistique Canada, 2000). Il deviendra donc encore plus difficile de satisfaire à ces demandes, à cause de l'augmentation de la consommation de ressources et des émissions par habitant (émissions des véhicules automobiles, chauffage et climatisation, utilisation de produits de soins personnels, de produits chimiques pour la maison et le jardin, etc.), augmentation qui aura pour effet d'accroître la charge de polluants et le nombre de constituants des eaux pluviales et des eaux d'égout unitaire. Qui plus est, l'importance relative de ces deux sources diffuses s'accroît avec l'amélioration du contrôle de la pollution provenant des sources ponctuelles.

On s'attend également qu'à long terme le sous-financement accordé au renouvellement et au remplacement des infrastructures de drainage se poursuive pendant au moins deux décennies, ce qui contribuera encore davantage à la dégradation des plans d'eau récepteurs.

Problèmes naissants

On sait maintenant que les pratiques actuelles en matière d'aménagement urbain ne sont pas écologiques, en raison des effets qu'elles produisent à long terme sur la qualité des eaux réceptrices et sur l'intégrité des écosystèmes, à l'échelle du bassin hydrographique (ASCE, 1998; Rijsberman et van de Ven, 1999).

Les sommes actuellement investies dans la planification et la gestion des eaux et dans les infrastructures hydrauliques ne pourront suffire à répondre aux demandes qui résulteront de la croissance démographique, de l'accroissement des rejets par habitant, de la hausse prévue des diverses utilisations de l'eau en milieux urbains et des besoins croissants liés à la restauration et au renouvellement des infrastructures actuelles. Le vieillissement des infrastructures et les lacunes des programmes d'entretien témoignent bien de ce manque de fonds — les programmes d'entretien et leur mode de financement sont vagues et peu d'exigences s'appliquent aux structures et installations de drainage privées quant à l'obligation de rendre compte. Or les réseaux de drainage mal entretenus constituent des risques environnementaux.

La fluctuation du niveau de gravité des problèmes et des défis soulevés par les nouveaux enjeux, de même que le niveau d'investissement actuel dans la recherche sur les eaux urbaines, a mis en évidence un problème nouveau, celui du manque de recherches. Au nombre des défis futurs qui se présenteront, mentionnons les suivants.

- Changement climatique — Les changements prévus dans les précipitations et la température pendant la durée de vie de certaines structures de drainage pourraient se solder par une surcharge et un piètre rendement, un accroissement de l'érosion et du transport de sédiments et de contaminants par le ruissellement (entraînant des effets néfastes sur les eaux réceptrices), l'envasement des plans d'eau récepteurs, la perturbation des écosystèmes artificiels (étangs et autres milieux humides) et des problèmes de transport hydraulique dans les régions côtières dus à l'élévation du niveau des lacs et de la mer.
- Retard dans la reconnaissance des impacts (p. ex., accumulation graduelle d'impacts secondaires et cumulatifs dans les régions urbaines, avec et sans dispositifs de contrôle des eaux pluviales).
- Présence de nouveaux produits chimiques, par exemple œstrogènes environnementaux, produits pharmaceutiques, produits de soins personnels et autres substances, souvent présents dans les mélanges chimiques complexes qui se retrouvent dans les eaux de surface et les effluents municipaux.
- Propagation de maladies infectieuses par des vecteurs présents dans les milieux humides et les réservoirs de retenue des régions urbaines.
- Usage potentiel d'OGM en aménagement paysager urbain et effets connexes de ces substances sur l'environnement.

D'autres activités, débordant le cadre urbain, auront également une incidence sur les eaux urbaines. Ajoutons à cela les travaux d'aménagement en amont et en aval et les diverses utilisations de l'eau (p. ex., la navigation de plaisance).

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Les besoins en matière de connaissances couvrent un large éventail de domaines : sciences pures, sciences sociales, génie, planification et gestion.

Afin de mieux comprendre les eaux de ruissellement urbaines et les phénomènes qui y sont associés, il importe en premier lieu d'approfondir nos connaissances sur les aspects suivants.

- Les sources et leurs inventaires, ainsi que les voies d'entrée et le devenir des contaminants et des polluants microbiens en milieux urbains.
- La fluctuation régionale des divers phénomènes sous l'effet du climat, de la géologie de surface, des pratiques d'aménagement urbain, etc.
- L'efficacité des mesures de contrôle visant à protéger les eaux réceptrices, les écosystèmes aquatiques et terrestres et la santé humaine, par l'adoption de politiques et de mesures de contrôle à la source, pratiques de gestion optimales au niveau des sites et des communautés, ainsi que de mesures applicables à l'ensemble du bassin hydrographique. Ces connaissances devraient mener au remplacement des critères basés sur les effluents par une évaluation des risques écologiques pour les plans d'eau récepteurs.
- La vulnérabilité accrue des écosystèmes due aux effets secondaires résultant des mesures de gestion des eaux pluviales (risque de contamination des eaux souterraines, réchauffement des étangs et des autres milieux humides, dissémination de contaminants provenant des sédiments et risques pour les organismes aquatiques et la faune dus à l'absorption de contaminants et à l'exposition à des organismes pathogènes).
- Les effets cumulatifs et combinés des effluents urbains sur les eaux réceptrices et leurs écosystèmes, en regard des expositions discontinues à des concentrations variables.

Afin d'acquérir ces connaissances et de pouvoir dégager des tendances temporelles, les besoins suivants ont été définis en matière de collecte de données et d'activités de surveillance.

- Descripteurs chimiques et microbiologiques des eaux pluviales et des eaux d'égout unitaire (il existe des lacunes sur

le plan des données : l'information sur les constituants tels les pesticides et les éléments nutritifs est limitée; les données sur les matières inorganiques et les matières organiques à l'état de traces (POP) datent de 20 à 25 ans — or depuis ce temps, les méthodes d'analyse se sont améliorées et les sources de ces substances chimiques ont changé; l'aire géographique couverte est insuffisante et il existe peu de données sur les eaux d'égout unitaire).

- État et rendement des réseaux de drainage actuels (depuis le cours supérieur du bassin jusqu'au plan d'eau récepteur).
- Impacts cumulatifs à long terme de l'urbanisation (p. ex., changements géomorphologiques et dégradation de l'habitat).
- Nouvelles substances chimiques ou substances chimiques nouvellement identifiées en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (substances perturbatrices du système endocrinien dans les eaux d'égout unitaire et les eaux de ruissellement, incluant des hormones naturelles et synthétiques et certains produits chimiques industriels qui ont été décelés dans les effluents d'eau d'égout et qui peuvent avoir des effets oestrogéniques; produits pharmaceutiques et produits de soins personnels; sels de voirie et huile de vidange usée dans les eaux de ruissellement).

Il faut en deuxième lieu mener des recherches axées sur la gestion intégrée des eaux urbaines et prévoyant entre autres une meilleure gestion des eaux de ruissellement et des eaux d'égout unitaire, afin de favoriser une gestion globale du cycle de l'eau en milieux urbains (Lawrence et al., 1999). Ces recherches devraient porter notamment sur :

- les critères de viabilité environnementale applicables à la gestion des eaux urbaines;
- l'amélioration des mesures de contrôle à la source en régions urbaines, notamment par des recherches sur l'importance de l'éducation, de la sensibilisation et de la participation du public aux programmes de contrôle de la pollution à la source;
- les protocoles visant à protéger les sources urbaines d'alimentation en eau potable contre tous les dangers, y compris les eaux de ruissellement urbaines;
- les nouvelles méthodes d'aménagement urbain basées sur la prise en compte des aspects scientifiques des phénomènes et préconisant la protection maximale de l'environnement;
- l'élaboration d'approches adaptatives pour la gestion des eaux urbaines, qui tiennent compte du changement climatique et d'autres incertitudes.

Enfin, il faut mener des recherches à l'appui du renouvellement des infrastructures, dont :

- l'élaboration de normes nationales visant à assurer une conception et une exploitation efficaces, tant sur le plan environnemental qu'économique, des réseaux de drainage urbains (en tenant compte de la durée de vie prévue des structures et des taux d'actualisation);
- l'évaluation de nouveaux régimes de propriété et d'exploitation des infrastructures (propriété et gestion des biens, prestation de services par le secteur public ou le secteur privé, création d'organismes ou de services publics responsables des réseaux de drainage et imposition de droits d'utilisation).

Afin de pouvoir trouver des solutions efficaces aux problèmes actuels et naissants liés à la gestion des eaux urbaines, le gouvernement fédéral doit jouer un rôle de premier plan en amorçant et en dirigeant des recherches sur la gestion intégrée de la qualité de l'eau. Cette responsabilité consisterait notamment à créer des alliances stratégiques entre tous les ordres de gouvernement, les universités, le public, des organismes non gouvernementaux et le secteur privé. Les recherches proposées seraient basées sur des applications générales des technologies de l'information et fourniraient des outils pour aider les municipalités à mettre en place des stratégies durables de gestion de l'eau. Deux recommandations sont formulées à cet égard.

- Il faudrait constituer un tronc commun de connaissances et mettre au point des outils pour évaluer les phénomènes influant sur les eaux urbaines, recueillir des données, assurer une surveillance et mettre en place une gestion intégrée des eaux urbaines et un plan de renouvellement des infrastructures. Les progrès dans ce domaine seraient en outre favorisés par l'adoption d'une politique sur la gestion intégrée des eaux urbaines, qui serait basée sur l'ensemble du bassin hydrographique et qui tiendrait compte à la fois des besoins des populations urbaines et de la protection des écosystèmes urbains.
- Il faudrait incorporer cette initiative sur les régions urbaines à une initiative plus vaste sur la gestion intégrée de la qualité de l'eau, qui engloberait les sources principales de pollution — à la fois ponctuelles (industrielles et municipales, sites d'enfouissement) et diffuses (agricoles et urbaines) — ainsi que les principaux facteurs qui perturbent les eaux réceptrices (incluant les toxines des algues, les substances perturbatrices du système endocrinien, les métaux-traces, les éléments nutritifs, les pathogènes et les polluants microbiens, les pesticides, les POP, les OGM, l'eutrophisation, l'acidification et d'autres facteurs liés au changement climatique).

Les impacts de l'érosion et des inondations, causés par les eaux de ruissellement urbaines, peuvent être atténués grâce à une gestion efficiente de ces eaux.

Références

American Society of Civil Engineers (ASCE). Water Resources Planning and Management Division and UNESCO International Hydrological Programme IV Project M-4.3 Task Committee on Sustainability Criteria. 1998. « Sustainability criteria for water resource systems », Reston (Virginie), É.-U., ASCE.

Chambers, P.A., M. Allard, S.L. Walker, J. Marsalek, J. Lawrence, M. Servos, J. Busnarda, K.S. Munger, K. Adare, C. Jefferson, R.A. Kent et M.P. Wong. 1997. « Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review ». Water Qual. Res. J. Canada 32: 659-713.

Harremoes, P. 1988. « Stochastic models for estimation of extreme pollution from urban runoff ». Water Res. 22: 1017-1026.

House, M.A., J.B. Ellis, E.E. Herricks, T. Hvitved-Jacobsen, J. Seager, L. Lijklema, H. Aalderink et I.T. Clifforde. 1993. « Urban drainage - impacts on receiving water quality ». Water Sci. Technol. 27(12): 117-158.

Lawrence, A.I., J.B. Ellis, J. Marsalek, B. Urbonas et B.C. Phillips. 1999. « Total urban water cycle based management », dans Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, Aug. 30 - Sept. 3, 1999, publié sous la direction de I.B. Joliffe et J.E. Ball, s.l., p. 1142-1149.

Lijklema, L., J.M. Tyson et A. Lesouf. 1993. « Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the INTERURBA '92 workshop conclusions ». Water Sci. Technol. 27(12): 1-29.

Makepeace, D.K., D.W. Smith et S.J. Stanley. 1995. « Urban stormwater quality: summary of contaminant data ». Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 25: 93-139.

Marsalek, J. et H.O. Schroeter. 1989. « Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from Canadian Great Lakes Basin ». Water Poll. Res. J. Canada 23: 360-378.

Marsalek, J., T.O. Barnwell, W.F. Geiger, M. Grottker, W.C. Huber, A.J. Saul, W. Schilling et H.C. Torno. 1993. « Urban drainage systems: design and operation ». Water Sci. Technol. 27: 31-70.

Rijsberman, M.A. et F.H.M. van de Ven. 1999. « Concepts and approaches to sustainable development in urban water management », dans Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, Aug. 30 - Sept. 3, 1999, publié sous la direction de I.B. Joliffe et J.E. Ball, s.l., p. 42-49.

Santé et Bien-Être social Canada. 1992. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada, Ottawa (Ontario), le Ministère. ISBN: 0-660-93497-3.

Statistique Canada. 2000. L'activité humaine et l'environnement, Ottawa, Industrie Canada. Nº de cat. 11-509-XPF.

U.S. Environmental Protection Agency. 2000. « Water quality conditions in the United States: a profile from the 1998 National Water Quality Inventory Report to Congress, Report EPA 841-F-00-006 », Washington (D.C.), U.S. EPA, Office of Water.

Weatherbe, D.G. et I.G. Sherbin. 1994. « Urban drainage control demonstration program of Canada's Great Lakes Cleanup Fund ». Water Sci. Technol. 29: 455-462.

12. SITES D'ENFOUISSEMENT ET ÉLIMINATION DES DÉCHETS

Allan S. Crowe,[1] Carol J. Ptacek,[1] David L. Rudolph[2] et Rick McGregor[3]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Université de Waterloo, Département des sciences de la terre, Waterloo (Ontario)
[3]J.R. Scientific, Suite 302, 285 Erb Street W., Waterloo (Ontario)

État de la question

Le Canada est l'un des pays industrialisés qui produit le plus de déchets solides par habitant. Le Canada est perçu comme un pays bénéficiant d'abondantes ressources en eau douce mais, en réalité, notre mauvaise gestion des déchets fait planer sur nous une menace grandissante. Déjà, l'élimination inadéquate des déchets a eu des conséquences directes sur des citoyens, et bon nombre d'incidents ont largement retenu l'attention des médias. Au printemps 2000, sept personnes sont mortes et plus de 2000 autres sont tombées malades à Walkerton, en Ontario, à cause de mauvaises pratiques d'élimination des déchets animaux. À Elmira (Ontario), Smithville (Ontario), Abottsford (C.-B.) et Ville-Mercier (Québec), de mauvaises techniques d'élimination des déchets ont causé la destruction d'importantes sources d'alimentation en eau potable. En Nouvelle-Écosse, des déchets dangereux s'échappant des étangs de goudron de Sydney ont contaminé les eaux souterraines et les eaux de surface de régions très peuplées et provoqué le rejet de polluants dans l'océan. Autre incident, des millions de litres d'eau contaminée s'échappant quotidiennement des amas de roches résiduaires de la mine Britannia, près de Squamish en Colombie-Britannique, ont entraîné la disparition de toute forme de vie sur une vaste zone située en aval. Les incidents de cette nature continueront de se multiplier à moins que le Canada n'élabore et ne mette en place immédiatement un plan détaillé de gestion des déchets.

Les déchets font partie de la vie quotidienne et sont les sous-produits des activités agricoles, industrielles, commerciales et domestiques. Ils sont recyclés, incinérés ou traités ou éliminés. Les méthodes d'élimination varient de l'utilisation d'installations hautement perfectionnées à de simples opérations d'enfouissement et d'épandage, en passant par l'injection en puits profond. Le Canada utilise un large éventail de méthodes pour la gestion de ses déchets primaires. Les Canadiens sont parmi les plus grands producteurs de déchets au monde : des statistiques de 1988 (Environnement Canada, 1991) révèlent en effet que les Canadiens produisaient 30 millions de tonnes de déchets solides par année, ce qui correspond environ à 1,8 kg de déchets par jour par personne, soit deux fois plus que la quantité produite par chaque habitant de la Suède.

L'élimination des déchets préoccupe surtout en raison des risques de contamination des eaux souterraines qui y sont associés. Elle cause également la contamination des eaux de surface, à la fois directement par le ruissellement des liquides qui s'écoulent des sites de déchets vers les cours d'eau, les lacs et les milieux humides, et indirectement par le biais des eaux souterraines contaminées. La contamination des eaux souterraines diffère grandement de la contamination des eaux de surface sous de nombreux aspects. Ainsi, comme les eaux souterraines ne sont pas apparentes, leur contamination n'est habituellement découverte qu'après qu'il y a eu contamination d'un puits ou d'un plan d'eau de surface. Autre différence, alors que la contamination des eaux de surface se produit rapidement et peut être freinée à la source, celle des eaux souterraines peut commencer plusieurs années après l'introduction de la source de déchets. Comme les taux de rejet sont faibles, il s'écoule des années, voire des milliers d'années, avant que les contaminants ne progressent à travers l'écoulement souterrain et il peut être difficile, voire impossible, de restaurer les eaux souterraines, d'autant que le coût est prohibitif. Toutes les eaux souterraines contaminées finissent par atteindre les eaux de surface. Donc, s'il devait se produire une grave contamination des eaux souterraines, il s'ensuivrait la destruction des approvisionnements en eau potable et des écosystèmes aquatiques pendant des décennies, voire des centaines d'années.

Déchets solides urbains, dangereux et industriels

Les déchets solides se composent essentiellement d'ordures ménagères, de déchets dangereux, de déchets industriels, de sols contaminés et de débris de construction. On estime que le Canada compte des centaines de sites d'enfouissement; cette estimation est toutefois jugée prudente, car elle ne tient pas compte des petits sites, des sites non inscrits auprès des organismes concernés ni des sites abandonnés. Diverses options s'offrent pour l'élimination des déchets urbains, depuis leur enfouissement dans des sites contrôlés à parois étanches artificielles jusqu'à leur élimination dans des excavations à ciel ouvert, et la réglementation et les lignes directrices à cet effet varient d'un endroit à l'autre. On connaît aujourd'hui assez bien les critères devant régir la sélection d'un site pour l'implantation d'une installation de traitement des déchets solides, ainsi que la conception et la surveillance de ces installations. On sait également que du lixiviat de site d'enfouissement sera tôt ou tard libéré dans l'environnement, quel que soit le type d'installation, et donc que tous les sites auront une

incidence quelconque sur la qualité de l'eau des écosystèmes locaux. Les sites d'enfouissement de déchets solides font l'objet de tests visant à déceler la présence d'éléments nutritifs, de métaux lourds, d'ions majeurs et de composés organiques volatils (COV), et bon nombre de ces composés ont été décelés dans des aquifères situés à des distances atteignant plusieurs kilomètres de la source d'enfouissement. L'exemple suivant illustre bien les coûts occasionnés par l'échec de la méthode de confinement des déchets : l'infiltration dans les eaux souterraines de déchets contenant des BPC et provenant d'une installation de transfert de déchets située à Smithville, en Ontario, entre 1978 et 1985, a forcé la fermeture des puits d'approvisionnement en eau de la ville. Après avoir dépensé plus de 55 millions de dollars, les autorités ont dû procéder à l'enlèvement de la mince couche de sol contaminé, à l'installation d'un nouveau système d'alimentation en eau pour la ville et à des analyses des eaux souterraines. Cependant, la menace de contamination par les eaux souterraines n'est pas pour autant écartée et, après 15 ans d'analyse, on commence à peine à acquérir les connaissances nécessaires pour comprendre comment les déchets migrent à travers le sous-sol et à connaître les moyens à prendre pour les éliminer (Novakowski et al., 1999).

Déchets miniers

Les déchets miniers proviennent du traitement des métaux de base et du minerai aurifère, du charbon, de la potasse et des sables bitumineux. Ces déchets sont éliminés en piles, dans des dépressions de terrain ou des réservoirs de retenue artificiels pouvant couvrir des milliers d'hectares. Selon les estimations, l'activité minière au Canada a généré au moins 350 millions de tonnes de roches résiduaires, 510 millions de tonnes de résidus sulfurés et plus de 55 millions de tonnes d'autres déchets. Le confinement subaquatique des déchets et leur utilisation comme matériau de remblai des mines figurent au nombre des méthodes d'élimination les plus récentes. Cependant, si les déchets contiennent des minéraux sulfurés, comme de la pyrite, il se produit alors une oxydation des sulfures qui provoque la libération d'acide et de métaux lourds dans les eaux souterraines et les eaux de surface. La conception des sites d'élimination des déchets miniers s'appuie actuellement sur des facteurs géotechniques plutôt que sur des critères liés à la qualité de l'eau. Or des progrès récents réalisés par des chercheurs canadiens révèlent que l'élimination des déchets miniers peut avoir des effets néfastes à long terme sur les écosystèmes environnants (Bain et al., 2000); on s'attend ainsi à ce que ces effets durent des décennies, des siècles, voire des millénaires, en raison des faibles taux d'oxydation et de la lenteur de la migration des sous-produits de l'oxydation (acides, métaux lourds, arsenic, etc.) à travers les milieux géologiques sous-jacents. De plus, les concentrations de contaminants peuvent dépasser par plusieurs ordres de grandeur les limites établies pour l'eau potable et la protection de la vie aquatique.

Déchets agricoles

Le problème de l'élimination des déchets animaux provenant des exploitations d'élevage de bovins, de porcins et de volaille touche un territoire extrêmement vaste qui couvre toutes les régions du Canada. Les principaux contaminants présents dans le fumier incluent des nitrates et de l'ammoniac, des bactéries coliformes, du phosphore, des substances perturbatrices du système endocrinien et d'autres produits pharmaceutiques pour animaux. Les pratiques d'utilisation des terres et de gestion des déchets appliquées couramment dans les exploitations agricoles à travers le pays ont nui à la qualité des ressources en eau à l'échelle régionale (Rudolph et al., 1998). Une enquête récente sur les puits d'alimentation en eau potable à la ferme a en effet révélé que l'eau d'environ un puits sur trois contenait au moins un contaminant généralement associé à la production agricole, incluant des nitrates ou des bactéries (Goss et al., 1998). L'écoulement d'éléments nutritifs et de microbes provenant du fumier a été la cause de nombreux cas de contamination grave, que l'on pense à la destruction de poissons à l'Île-du-Prince-Édouard et en Ontario, à l'eutrophisation des eaux de surface à travers le Canada ainsi qu'à la hausse constante des concentrations de nitrates dans les affluents des Grands Lacs au cours des 20 dernières années. Selon Environnement Canada (1998), l'eutrophisation causée par l'écoulement de fumier est la principale cause de mortalité du poisson en Ontario. Les pratiques de gestion du fumier adoptées dans la majeure partie du pays consistent à stocker temporairement le fumier non traité à l'air libre, dans des bassins de terre ou des réservoirs de béton. L'élimination finale du fumier se fait ensuite par épandage sur des terres en culture à différentes périodes de l'année. Cependant, le ruissellement qui se produit à partir de ces installations de stockage entraîne le rejet direct de contaminants dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Une fois introduits dans les eaux souterraines, les contaminants peuvent ensuite s'infiltrer dans les puits d'approvisionnement des exploitations agricoles, les puits municipaux (comme ce fut le cas à Walkerton, en Ontario) et les cours d'eau.

Biosolides municipaux et installations septiques

Les eaux usées urbaines, qui se composent d'un mélange de déchets solides et liquides, sont habituellement soumises à un traitement primaire dans les stations d'épuration. Ces stations sont conçues de manière à retirer les biosolides et une fraction des matières dissoutes des eaux usées. Les biosolides issus de ce traitement sont habituellement éliminés dans des sites d'enfouissement; cependant, d'énormes quantités sont toujours épandues sur les terres agricoles. On estime ainsi que 80 % des municipalités de l'Ontario épandent chaque année plus de 1,5 million de tonnes de biosolides sur 13 000 hectares de terres agricoles (Coote et Gregorich, 2000). Or, les biosolides renferment des concentrations élevées d'azote, de phosphore, de métaux et d'autres résidus dont la composition est souvent inconnue. Selon le niveau de traitement appliqué, ils peuvent également présenter des concentrations élevées de pathogènes, incluant des coliformes fécaux, *E. coli*, des virus et des protozoaires. Il existe au Canada une série de règlements et de lignes directrices qui définissent les meilleures pratiques d'épandage des biosolides sur le sol. Cependant, ces lignes directrices et règlements n'assurent pas nécessairement une protection adéquate pour prévenir l'exposition des humains, du bétail, des organismes du sol et des cultures aux pathogènes, ni pour éviter l'absorption indésirable de métaux ou d'autres composants par les cultures alimentaires et d'autres impacts sur les écosystèmes. Épandus sur des terres drainées au moyen de tuyaux, les pathogènes peuvent résister au transport descendant vers les canalisations de drainage (lesquelles se trouvent habituellement à une profondeur de 40 à 50 cm) et s'introduire ainsi dans les cours d'eau ou les fossés de drainage adjacents.

L'élimination des eaux usées produites en milieux non urbains se fait habituellement au moyen de systèmes de traitement sur place. Le plus souvent, les eaux usées sont rejetées dans des fosses septiques où se produit une digestion anaérobie, puis l'eau de décantation est acheminée dans des tuyaux de drainage favorisant l'infiltration dans le sous-sol. Les solides se décomposent lentement à l'intérieur de la fosse septique ou ils sont aspirés pour être ensuite épandus sur des terres ou traités dans une station d'épuration. Il existe au Canada diverses autres méthodes d'élimination qui offrent un niveau de traitement comparable, voire supérieur, aux méthodes traditionnelles. La plupart des systèmes d'évacuation des eaux usées sur place avec rejet dans le sous-sol entraînent la libération d'éléments nutritifs, de métaux, de pathogènes, d'agents tensioactifs, de médicaments et d'autres composants dans les eaux souterraines (Robertson et al., 1998) Les panaches ainsi produits peuvent, au fil des ans, s'introduire dans les plans d'eau de surface. Or, les panaches de contaminants issus des fosses septiques ont souvent une teneur en nitrates supérieure aux recommandations pour l'eau potable, parfois jusqu'à plusieurs centaines de mètres de la source de contamination (Ptacek, 1998). L'évacuation des eaux usées sur place est le phénomène qui entraîne le rejet du plus grand volume d'eaux usées dans le sous-sol au Canada. Comme dans le cas des déchets agricoles, le devenir et la migration à court terme des contaminants habituels, comme les nitrates et les phosphates, sont relativement bien connus. En revanche, on connaît assez mal les effets de ces substances à long terme, pas plus qu'on ne connaît le devenir et le transport des bactéries, des virus et d'autres substances qui n'ont pas encore été dosées.

Autres déchets

L'industrie pétrolière peut générer différents déchets. Ainsi, durant le forage des puits de pétrole et de gaz, les puisards renferment habituellement une saumure qui contient de très grandes quantités de sels et de métaux qui s'infiltrent dans la nappe phréatique sous-jacente. Il existe des centaines de milliers de sites de ce genre en Saskatchewan, en Alberta et en Colombie-Britannique. Ceux-ci ne constituent toutefois pas une menace importante, car la bentonite utilisée durant le forage retient la saumure; de plus, les techniques de forage modernes font appel à des réservoirs de stockage en surface, desquels sont retirés les déchets pour être entreposés dans des sites d'enfouissement. Un autre sous-produit, le soufre, est extrait durant le traitement du gaz naturel et est stocké en gros amas. Les liquides de ruissellement qui ne sont pas captés peuvent causer une élévation des concentrations de sulfates dans les eaux souterraines; il convient toutefois de préciser que les eaux souterraines situées à proximité de beaucoup de ces sites renferment naturellement de grandes quantités de sulfates. En Ontario et en Alberta, bon nombre des déchets de l'industrie pétrochimique sont éliminés en puits profonds. Bien que cette méthode constitue habituellement un mode d'élimination sécuritaire, elle peut aussi provoquer une vaste contamination des eaux de surface et des eaux souterraines s'il y a migration des contaminants en surface parce que les installations ont été mal construites ou qu'elles ont été implantées sur un site qui ne convenait pas. La corrosion du tubage et des joints d'étanchéité de puits abandonnés peut créer une voie favorisant la migration ascendante des déchets dangereux et des saumures provenant des gisements pétrolifères vers les nappes aquifères peu profondes utilisées comme source d'eau potable — c'est ce qui s'est produit dans le comté de Lambton, en Ontario, durant les années 1970 (Vandenberg et al., 1977). Les usines de traitement produisent également des déchets provenant de fosses de brûlage. Ces déchets, qui incluent l'eau de traitement (saumure), des boues, des HAP, des métaux et des huiles, s'accumulent au fil des ans. Des fuites ont été observées dans la plupart de ces fosses; les substances qui s'échappent contaminent les eaux souterraines.

Le dragage de ports et de canaux entraîne la production d'une quantité considérable de sédiments, lesquels sont généralement utilisés comme matériau de remblai le long des rives. Cependant, comme certains ports sont contaminés (c'est le cas notamment des ports de Hamilton, Halifax et St John's), des installations spéciales d'élimination sont requises. De même, la destruction de vieux bâtiments et de routes et les travaux d'excavation génèrent une quantité appréciable de matériaux de remblai. Les matériaux non contaminés sont utilisés pour le remblayage des rives ou sont éliminés dans des sites d'enfouissement municipaux. Cependant, si le matériau est classé comme dangereux, il doit alors être éliminé dans un site d'enfouissement de déchets dangereux. Le ruissellement de l'excédent des sels de voirie a causé une vaste contamination des eaux de surface et des eaux souterraines. À Waterloo, par exemple, la quantité de sels de voirie présente dans la nappe aquifère est en hausse, ce qui pourrait rendre cette source impropre à l'alimentation en eau potable. Ce type de problème est fréquent dans les régions rurales du Canada, où il se pose pratiquement en bordure de chaque route. Dans les régions urbaines, les égouts pluviaux limitent considérablement la contamination des eaux souterraines; en revanche, les rejets provenant de ces égouts entraînent une vaste contamination des eaux de surface. Enfin, les déchets hautement radioactifs générés par les réacteurs nucléaires présentent un très grand risque pour la santé et constituent un problème à très long terme. Énergie atomique du Canada limitée a donc entrepris un vaste programme axé sur la gestion et l'élimination de ce type de déchets.

Tendances

La gestion des déchets solides au Canada a fait naître une série complexe de problèmes liés à la qualité de l'eau, dont bon nombre ne font que commencer à se préciser. On ne peut toutefois pas attribuer ces problèmes uniquement à l'utilisation de mauvaises pratiques de gestion dans le passé, car la situation est due plutôt à l'évolution de la nature du problème, qui amène à examiner les effets de nouveaux contaminants et à mettre en place de nouvelles pratiques d'élimination. Un grand nombre des contaminants de demain sont déjà présents dans l'environnement et il est possible que leur présence dans l'eau remonte à plusieurs années, car on ne fait que commencer à les analyser (c'est le cas notamment des nouveaux polluants organiques persistants et des produits pharmaceutiques). Les contaminants connus continueront d'être la source de graves problèmes et de nombreux défis. Prévoir les effets de ces contaminants sur la salubrité à long terme de l'environnement aquatique, mettre au point des méthodes pour réduire au minimum ces effets et établir un cadre réglementaire rigoureux assurant une gestion efficace, voilà les tâches les plus urgentes auxquelles il faut s'attaquer.

Déchets solides urbains

À mesure que la population urbaine du Canada augmente, il en va de même de la quantité de déchets produits. Selon les estimations, deux millions de tonnes de déchets urbains ont été éliminées en 1995 dans le grand Toronto et les régions de York, de Durham et de Peel; à cela s'ajoutent 0,95 million de tonnes de déchets privés, qui ont été exportés de ces régions (Golder Assoc. Ltd., 1996). La proposition formulée l'an dernier par les autorités municipales de Toronto illustre bien jusqu'où les municipalités sont prêtes à aller pour éliminer leurs ordures. La Ville de Toronto proposait d'enfouir ses déchets urbains dans la mine Adams, une mine désaffectée située près de Kirkland Lake, à 600 km au nord. Les déchets rempliraient les fosses de la mine et s'élèveraient sur quelque 35 m au-dessus de la surface du sol; ce lieu d'enfouissement n'aurait toutefois qu'une durée de vie de 20 ans (Golder Assoc. Ltd., 1996). Qui plus est, les propositions visant à diminuer la quantité de déchets par le recyclage ou par une réduction à la source (p. ex., en diminuant l'emballage) ne ralentiront que légèrement le rythme d'augmentation de la production de déchets. Les pressions exercées par le public rendent désormais difficile le choix d'un site pour l'implantation d'un site d'enfouissement. De nombreuses questions ont en effet commencé à surgir depuis qu'on s'est rendu compte qu'aucun site d'enfouissement à parois étanches artificielles ne pourra être parfaitement étanche et qu'il y aura donc libération de lixiviat dans l'écosystème. Il faut également déplorer le manque d'uniformité de la réglementation (lorsqu'elle existe) relative à l'implantation, à la conception et au fonctionnement des installations, qui fait en sorte que le processus est asservi à des impératifs politiques plutôt que de reposer sur des critères techniquement valables. Le lixiviat s'échappant du site d'enfouissement aura inévitablement une incidence sur la qualité de l'eau et nécessitera l'installation d'un système d'assainissement coûteux et souvent inefficace qui, par surcroît, devra être exploité durant une longue période. Il est possible également que le lixiviat modifie les conditions à l'intérieur de l'aquifère ou du plan d'eau récepteur, ce qui pourrait en retour favoriser le transport des contaminants. On comprend encore mal l'incidence potentielle de ces changements sur la mobilité des contaminants. Ces facteurs, combinés à l'introduction de nouveaux produits chimiques et composés, comptent parmi les problèmes qu'il faudra examiner pour pouvoir préserver la qualité de l'eau.

Déchets agricoles

Entre 1990 et 2000, le nombre de parcs d'engraissement au Canada s'est accru de façon considérable. Les opérations agricoles évoluent et les pressions se font de plus en plus fortes afin que l'on augmente la densité des animaux aux exploitations agricoles. Il s'ensuit une hausse de la production de fumier, d'où la nécessité d'élaborer des protocoles de gestion adéquats afin de réduire au minimum les risques futurs pour la qualité de l'eau. Cependant, même s'il y avait élimination de toutes les sources, la libération et la migration lentes des contaminants connexes à partir de la masse déjà présente dans le sous-sol se poursuivront et auront des impacts grandissants sur la qualité de l'eau à très long terme. On peut donc s'attendre à ce que les pratiques de gestion du fumier entraînent une dégradation importante de la qualité de l'eau à l'échelle régionale, quelles que soient les nouvelles stratégies qui seront appliquées. Un autre problème de taille pourrait être celui causé par la présence de substances perturbatrices du système endocrinien et de produits pharmaceutiques pour animaux dans les eaux souterraines et les eaux de surface des régions rurales. On possède toutefois très peu de données qui permettent d'évaluer ces risques. Autre problème, la libération croissante d'espèces bactériennes et virales, y compris de pathogènes, risque d'accroître la fréquence des cas de contamination microbienne, en particulier des eaux souterraines. Le monde agricole cherchera donc activement de nouvelles pratiques de gestion des déchets à la fois efficaces et peu coûteuses, mais l'élaboration et la mise en oeuvre de telles pratiques ne seront possibles qu'avec la collaboration des divers ordres de gouvernement, des chercheurs et du secteur privé.

Déchets miniers

Même si le nombre de mines au Canada est demeuré essentiellement inchangé au cours de la dernière décennie, on observe une tendance à l'expansion des opérations minières, ce qui accroît les quantités de déchets produits. Parmi les problèmes naissants liés à la gestion des déchets miniers, mentionnons la nécessité d'élaborer et de mettre en place des techniques d'élimination améliorées pour réduire l'oxydation des minerais sulfurés dans les déchets, ainsi que l'élaboration de méthodes de traitement abordables pour les sites existants. Citons également la libération potentielle de métaux lourds et d'oxyanions (c.-à-d. l'arsenic) à partir des déchets miniers en confinement subaquatique, ainsi que les réactions géochimiques qui se produisent à l'interface eaux superficielles-eaux souterraines. Les mines désaffectées constituent un problème à long terme pour les diverses instances concernées et il faudra mener d'autres études pour mieux comprendre les répercussions de ces installations pour les générations futures.

Déchets dangereux et industriels

Les gouvernements du Canada et de l'Ontario continuent de prendre des mesures en vue de réduire les quantités de déchets dangereux qui sont éliminés dans la région des Grands Lacs (ACO, 1997). La gestion des déchets dangereux et industriels soulève divers problèmes nouveaux, qui ont trait notamment à l'harmonisation de la réglementation et des lignes directrices entre les diverses instances concernées et aux importations de déchets dangereux, notamment des États-Unis. Entre 1998 et 1999, les quantités de déchets dangereux importées des États-Unis ont augmenté de 18 %, jusqu'à 663 000 tonnes, ce qui a amené le ministre Anderson à exiger l'application de normes plus sévères (Judd, 2000). Divers facteurs ont une incidence sur les importations de déchets dangereux, entre autres les questions de responsabilité, le taux de change et la rigueur des règlements relatifs au nombre et au type de déchets pouvant être confinés dans les sites d'enfouissement. Parmi les autres problèmes qui se posent, mentionnons l'efficacité des systèmes de confinement à long terme (après plus de 50 ans) et les effets des nouveaux produits chimiques et autres composés sur l'intégrité de ces systèmes. La question de la migration de substances chimiques et d'autres composés dissous et libres à l'intérieur de divers matériaux géologiques a aussi été soulevée. La contamination des eaux souterraines dans le comté de Lambton, en Ontario, ainsi que des eaux de la rivière St. Clair par des déchets dangereux injectés en puits (Vandenberg et al., 1977) illustre on ne peut mieux l'ampleur des problèmes de qual-

ité de l'eau pouvant résulter d'un manque de connaissances. En effet, ces puits d'injection avaient été construits, et les déchets y avaient été éliminés, conformément à la réglementation et sur la base des meilleures connaissances de l'époque. On n'avait toutefois pas prévu que les déchets liquides migreraient à la surface par les puits de pétrole et les puits souterrains abandonnés et causeraient le grave problème qui persiste encore aujourd'hui.

Biosolides municipaux et installations septiques

Au Canada, la croissance démographique entraînera une augmentation de la quantité de déchets solides et liquides produits, ce qui causera le rejet de quantités croissantes d'eaux usées dans le sous-sol et la production de volumes grandissants de biosolides à partir des stations d'épuration. De même, le nombre d'installations septiques continuera d'augmenter considérablement avec l'accroissement de la population dans les secteurs résidentiels des régions rurales, les régions touristiques et les zones riveraines, ainsi qu'avec la conversion des chalets saisonniers en des maisons habitées à longueur d'année desservies par des installations septiques. La plupart des règlements imposent l'établissement d'une marge de recul pour prévenir la contamination des sources d'alimentation en eau potable par des bactéries ou le rejet de bactéries et d'éléments nutritifs dans les eaux de surface. Dans bon nombre de matériaux géologiques, ces marges assurent une protection adéquate pour prévenir les foyers de maladies à grande échelle. Certains cas documentés font toutefois état du transport de virus sur de grandes distances et d'infections chez des humains en présence de certains types d'aquifères. De fait, les nappes aquifères situées dans le sable à gros grain, le gravier et la roche fracturée sont particulièrement sensibles au transport à grande distance de virus et d'autres organismes pathogènes. Un certain nombre de facteurs physiques, chimiques et autres régissent le transport des virus dans les nappes aquifères. Les données acquises dans le cadre des recherches réalisées à l'extérieur du Canada pourraient sans doute être appliquées directement pour évaluer le risque potentiel associé au transport des pathogènes dans les nappes aquifères au Canada. Toutefois, certains aspects sont uniques à l'environnement canadien, que l'on pense notamment aux températures beaucoup plus basses susceptibles de maintenir la viabilité des organismes pathogènes sur de plus grandes distances. De même, on possède peu d'information sur le transport des substances qui ont été définies depuis peu comme des menaces potentielles pour la santé humaine et l'environnement. Ainsi, on connaît peu de choses sur le sort des médicaments, des agents tensioactifs, des additifs alimentaires et des hormones naturelles dans le sous-sol, ni sur l'introduction de ces composés dans les puits ou leur rejet dans les eaux de surface.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Pendant des décennies, on a acquis une vaste expérience de la gestion des déchets au Canada et ailleurs. On ne fait toutefois que commencer à prendre conscience de l'éventail complexe de problèmes résultant des pratiques actuelles et antérieures de gestion, en particulier au Canada en raison de l'abondance des ressources en eau et en terres et du sentiment que ces ressources étaient pratiquement inépuisables et à l'abri des problèmes d'environnement attribuables à la gestion des déchets ailleurs dans le monde. On pourrait analyser a posteriori bon nombre des graves problèmes de contamination de l'eau qui se posent et les expliquer par l'emploi de mauvaises pratiques d'élimination et de gestion. Toutefois, une grande partie de ces problèmes n'étaient pas dus à de mauvaises pratiques de gestion (celles-ci ont en effet été dictées par la réglementation et les principes de génie en vigueur à l'époque), mais au manque de connaissances, une lacune comblée aujourd'hui. Dans cette optique, il convient de poursuivre les études et les analyses dans plusieurs domaines clés.

Déchets solides urbains

Les principales lacunes sur l'élimination des résidus urbains touchent les aspects suivants.

- Intégrité à long terme des doublures étanches, des systèmes de recouvrement et de collecte du lixiviat.
- Réactions de vieillissement à long terme à l'intérieur des déchets et des plans d'eau récepteurs (eaux souterraines ou superficielles).
- Mobilité et dégradation des substances chimiques et des autres composés nouveaux, comme les substances perturbatrices du système endocrinien et les polluants organiques persistants.
- Interaction entre les substances chimiques et les autres composés nouveaux.
- Problèmes méthodologiques liés au dépistage et à la quantification des substances chimiques nouvelles.
- Mise en œuvre efficace de systèmes de restauration des aquifères et de traitement du lixiviat.
- Effets de l'évolution des milieux géochimiques sur les constituants d'origine naturelle.

Déchets agricoles

Les principales lacunes au niveau de l'élimination des déchets agricoles touchent les aspects suivants.

- Devenir et transport des pathogènes, des substances perturbatrices du système endocrinien et des produits pharmaceutiques.
- Surveillance et inventaire de la masse actuelle de contaminants présente dans le sous-sol.
- Élaboration de pratiques de gestion optimales, en particulier à l'échelle du bassin hydrographique.
- Libération lente dans les eaux de surface au gré des fluctuations saisonnières.
- Mise au point de nouvelles méthodes d'élimination des déchets (comme cela se fait dans d'autres régions du monde).

Déchets miniers

Les principales lacunes au niveau de l'élimination des déchets miniers touchent les aspects suivants.

- Libération de contaminants à partir des déchets éliminés sous l'eau ou utilisés comme matériaux de remblai.
- Mécanismes d'atténuation et de rejet dans les nappes aquifères exposées aux déchets miniers.
- Libération à long terme de métaux à partir des amas de roches résiduaires et des résidus de procédé.

- Transport et devenir des contaminants à travers l'interface eaux souterraines- eaux superficielles.
- Effets des additifs chimiques sur la mobilité des métaux lourds et des autres contaminants préoccupants.
- Stabilité à long terme des réservoirs de retenue artificiels et des piles de déchets.

Déchets dangereux et industriels

Les principales lacunes au niveau de l'élimination des déchets industriels et dangereux touchent les aspects suivants.

- Intégrité à long terme des membranes d'étanchéité et des systèmes de recouvrement.
- Effets du confinement mixte sur les processus de transport et de dégradation.
- Dégradation et transport des substances chimiques et composés nouveaux.
- Techniques de chimie analytique disponibles.
- Effets des différents types de déchets sur l'intégrité des barrières.
- Effets du climat sur les méthodes de confinement.
- Intégrité à long terme des tubages en acier et des bouchons de béton dans les puits de rejet, les puits de pétrole et les puits de gaz désaffectés, pour maintenir l'étanchéité et prévenir la migration ascendante des contaminants.
- Intégralité des systèmes de traitement du lixiviat.

Biosolides municipaux et installations septiques

Les principales lacunes au niveau de la gestion des biosolides municipaux et des installations septiques touchent les aspects suivants.

- Devenir à long terme des éléments nutritifs et des métaux accumulés et rejet de ces substances dans les sources d'alimentation en eau potable.
- Devenir des organismes pathogènes dans les différents types de sol, en particulier dans les régions froides.
- Devenir des organismes pathogènes dans les champs drainés au moyen de tuyaux.
- Transport et devenir des substances perturbatrices du système endocrinien, des produits pharmaceutiques et des substances chimiques nouvelles.
- Élaboration d'autres méthodes visant à optimiser l'élimination de tous les constituants extraits.

Science

- Mener des recherches sur les processus et les réactions à long terme.
- Connaître les aspects à analyser.
- Améliorer les méthodes d'analyse en laboratoire et sur le terrain.
- Établir un rapprochement entre les aspects scientifiques et l'élaboration des politiques.

Politiques

- Établir de nouveaux règlements plutôt que des lignes directrices.
- Favoriser une harmonisation des règlements et des lignes directrices entre tous les ordres de gouvernement.
- Prendre des mesures efficaces de protection des eaux souterraines et de gestion des bassins hydrographiques.
- Améliorer les méthodes de surveillance.
- Établir des cautions réalistes ($), afin d'assurer l'affectation des fonds nécessaires à la résolution des problèmes à long terme et à la prise en charge des sites désaffectés.

Éducation

- Reconnaître l'ampleur du problème.
- S'attaquer aux problèmes à la source.
- Mettre l'accent sur la protection et la prévention plutôt que sur la restauration.

Les mines abandonnées sont l'une des sources de rejets potentiels de métaux lourds et d'autres contaminants dans les eaux souterraines et dans celles de surface.

Références

ACO. 1997. Second rapport d'étape en vertu de l'Accord Canada-Ontario concernant l'écosystème du bassin des Grands Lacs, 1995-1997. Burlington (Ontario), Canada, Environnement Canada, Centre d'information des Grands Lacs, 15 p.

Bain, J.G., D.W. Blowes, W.D. Robertson et E.O. Frind. 2000. « Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site ». J. Contaminant Hydrol. 41: 23-47.

CCME. 1991. Lignes directrices nationales sur l'enfouissement des déchets dangereux. Ottawa, le Conseil, 53 p.

Coote, D.R. et L.J. Gregorich. 2000. La santé de l'eau : vers une agriculture durable au Canada. Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction de la planification et de la coordination de la recherche, Direction générale de la recherche, 185 p.

Environnement Canada. 1998. « Manure: Farming and Healthy Fish Habitat ». s.l. Brochure.

Environnement Canada. 1991. « Les déchets solides : ni vus, ni connus », dans L'état de l'environnement au Canada. Ottawa (Ontario), le Ministère, chapitre 25, p. 25-1 - 25-21.

Golder Assoc. Ltd. 1996. « Environmental assessment - overview - Adams Mine environmental assessment ». s.l., 1996. « Report submitted to Notre Development Corporation by Golder Assoc. Ltd. », Mississauga, Ontario.

Judd, N. 2000. « Canada becomes a pollution haven for U.S. hazwaste ». Environment News Service, July 28, 2000, Ottawa (Ontario). Sur Internet : http://ens.lycos.com/ens/jul2000/2000L-07-28-10.html.

Goss, M.J., D.A.J. Barry et D.L. Rudolph. 1998. « Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1—Results from drinking water wells ». J. Contam. Hydrol. 32: 267-293.

McBean, E.A., F.A. Rovers et G.J. Farquhar. 1995. « Solid Waste Landfill Engineering and Design ». New Jersey, Prentice Hall, 521 p.

Novakowski, K.S., P.A. Lapcevic, G. Bickerton, J. Voralek, L. Zanini et C. Talbot. 1999. « The development of conceptual model for contaminant transport in the dolostone underlying Smithville, Ontario ». Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington/Saskatoon, Collection de l'INRE nº 99-250, 245 p.

Ptacek, C.J. 1998. « Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada ». J. Contaminant Hydrol. 33: 293-312.

Robertson, W.D., S.L. Schiff et C.J. Ptacek. 1998. « Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes ». Ground Water 36: 1000-1010.

Rudolph, D.L., D.A.J. Barry et M.J. Goss. 1998. « Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2—Results from mutilevel monitoring well installations ». J. Contam. Hydrol. 32: 295-311.

Vandenberg, A., D.W. Lawson, J.E. Charron et B. Novakovic. 1977. « Subsurface waste disposal in Lambton County, Ontario - piezometric head in the disposal formation and groundwater chemistry of the shallow aquifer, Ottawa, Environment Canada, Inland waters Directorate, Water Resources Branch », 64 p., « Technical Bulletin Series », nº 90.

13. EFFETS DE L'UTILISATION DES TERRES POUR L'AGRICULTURE ET L'EXPLOITATION FORESTIÈRE

P. Chambers,[1] C. DeKimpe,[2] N. Foster,[3] M. Goss,[4] J. Miller[5] et E. Prepas[6]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)
[2]Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Ottawa (Ontario)
[3]Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Sault Ste. Marie (Ontario)
[4]Université de Guelph, Département des sciences des ressources en terrains, Guelph (Ontario)
[5]Agriculture et Agroalimentaire Canada, Station de recherches de Lethbridge, Lethbridge (Alberta)
[6]Université de l'Alberta, Département des sciences biologiques, Edmonton (Alberta)

État de la question

Les pratiques d'utilisation et d'aménagement des terres influent sur l'eau de ruissellement sur le plan tant qualitatif que quantitatif et, de ce fait, sur le bilan hydrique, la chimie de l'eau et la biodiversité des organismes aquatiques dans les plans d'eau récepteurs. À l'heure actuelle, quelque 12 % (119 millions d'hectares) de l'ensemble du territoire canadien est aménagé pour l'exploitation forestière, alors que 7 % (68 millions d'hectares) est consacré à l'agriculture et 1 % (7 millions d'hectares), au développement industriel et urbain.

Les forêts canadiennes, qui représentent 10 % de la superficie des forêts du monde, couvrent presque la moitié du territoire du pays, soit quelque 418 millions d'hectares. Les forêts constituent un élément dominant de notre économie, de notre culture, de nos traditions et de notre histoire. Elles font également partie intégrante de notre environnement naturel et des systèmes essentiels au maintien de la vie et génèrent 10 % du produit intérieur brut du secteur primaire canadien. En plus de leur valeur socio-économique, les forêts purifient l'eau, atténuent les rigueurs du climat, régularisent le débit de l'eau, procurent un habitat pour la faune et stabilisent le sol. Le Canada est l'un des plus grands fournisseurs de produits du bois au monde. Quelque 245 millions d'hectares (59 %) des terres forestières du Canada sont propices à la production de bois d'intérêt commercial et 119 millions d'hectares sont déjà aménagés pour cet usage (CCMF, 2000). Les modifications des caractéristiques du sol forestier et de l'hydrologie des forêts, causées par l'exploitation forestière, suscitent toutefois des inquiétudes qui sont liées à la quantité d'eau et à la qualité de cette ressource qui alimente les lacs, les cours d'eau et les milieux humides situés à proximité, ainsi qu'aux effets de cette évolution quantitative et qualitative de l'eau sur les organismes aquatiques.

La production agricole consiste à transformer l'énergie solaire et les éléments nutritifs en cultures dont la majeure partie sert ensuite à l'alimentation du bétail, en vue de la production de viande, de produits laitiers et de produits avicoles. L'agriculture génère 29 % du produit intérieur brut du secteur primaire du Canada, se classant ainsi au deuxième rang, derrière le secteur minier et énergétique (29 %). Quatre-vingt-trois pour cent (83 %) des terres agricoles du pays sont situées dans les Prairies et environ 13 % se trouvent en Ontario et au Québec; les terres améliorées (c.-à-d., les terres labourables et les terres en jachère) occupent une superficie de quelque 46 millions d'hectares, le reste (22 millions d'hectares) étant des terres non améliorées, essentiellement des pâturages. Bon nombre des technologies agricoles ont grandement évolué au cours du siècle dernier, que l'on pense aux nouvelles variétés à rendement élevé, aux engrais chimiques, aux pesticides, aux techniques d'irrigation et à la mécanisation. Ces progrès ont toutefois donné lieu à une spécialisation de plus en plus grande des exploitations agricoles, lesquelles se concentrent aujourd'hui soit sur l'élevage, soit sur la production intensive de cultures commerciales (DeKimpe et al., 2000). Auparavant, les exploitations agricoles mixtes étaient en mesure de recycler efficacement le fumier, qui était épandu sur les terres agricoles. Aujourd'hui, toutefois, la distance géographique qui sépare les exploitations d'élevage intensif des exploitations de cultures commerciales fait en sorte que le fumier est désormais considéré, à certains endroits, comme un déchet qu'il faut éliminer et non comme un engrais et un amendement du sol, alors que les entreprises de cultures commerciales doivent utiliser de grandes quantités d'engrais du commerce pour satisfaire aux besoins nutritionnels des cultures. Cette répartition inéquitable des ressources, conjuguée à la mise en culture de terres marginales rendue nécessaire par l'utilisation des bonnes terres agricoles au profit de l'urbanisation, soulève des inquiétudes qui sont liées aux effets des éléments nutritifs et des pathogènes provenant du fumier et des engrais chimiques sur la qualité de l'air et de l'eau.

Deux questions scientifiques fondamentales sous-tendent cette crainte liée à la salubrité de l'eau dans les territoires agricoles et forestiers : 1) l'activité humaine a-t-elle une incidence sur la qualité de l'eau disponible, sur sa quantité et sur les organismes aquatiques qui dépendent de cette eau et 2) dans quelle mesure les conditions actuelles seront-elles modifiées par l'imposition de stress nouveaux ou additionnels?

Secteur forestier

La conversion de terres à d'autres usages et la fragmentation du territoire par l'agriculture, l'exploitation forestière et la construction de routes constituent les principaux facteurs qui menacent actuellement les écosystèmes forestiers. L'exploitation forestière et la construction de routes ont également pour effet de rendre accessibles des forêts jusque-là inexploitées et ouvrent ainsi la voie à l'établissement de populations, à une intensification de la chasse et du braconnage, à une augmentation des feux de forêt ainsi qu'à un risque accru d'infestations par des ravageurs de la faune et de la flore et d'introduction d'espèces envahissantes. En 1999, quelque 28 % (119 millions d'hectares) des terres forestières du Canada ont été aménagées pour la production de bois et environ 1 million d'hectares de cette superficie commerciale (soit 0,8 %) ont été récoltés, entraînant l'élimination d'environ 174,5 millions de mètres cubes de bois. Sur près de 60 % de cette superficie récoltée, le renouvellement de la forêt se fait par régénération naturelle, habituellement après une forme quelconque de traitement préparatoire; dans le reste des parcelles, le renouvellement se fait par ensemencement ou plantation. La régénération naturelle est également la méthode utilisée pour le renouvellement des régions qui ont été ravagées par des feux de forêt (1,7 million d'hectares en 1999), des insectes (5,1 millions d'hectares en 1999) ou des maladies.

Les forêts non perturbées assurent un cycle efficace de l'eau, ainsi que de l'azote et d'autres éléments nutritifs, les quantités perdues dans les eaux de surface et les eaux souterraines étant très faibles. Les cours d'eau qui drainent les forêts intactes ont habituellement une eau de grande qualité, qui contient peu d'éléments nutritifs dissous et de sédiments en suspension. Les pratiques d'aménagement forestier qui viennent perturber le cycle des éléments nutritifs entre le sol et les arbres peuvent toutefois accroître le ruissellement ainsi que les concentrations d'azote dissous, de cations basiques et, dans une moindre mesure, de phosphore dans les cours d'eau et les lacs avoisinants. L'exploitation forestière pratiquée à proximité des rives provoque en outre une élévation de la température de l'eau par la suppression du couvert forestier. L'élimination de la végétation forestière peut aussi accroître l'érosion du sol et augmenter de ce fait la sédimentation et l'apport de détritus dans les cours d'eau et les lacs. Cependant, les quantités d'éléments nutritifs, de cations et de sédiments, qui sont introduites dans les cours d'eau et les lacs sous l'effet des pratiques d'aménagement forestier, n'ont été déterminées que pour un nombre relativement faible de stations au Canada. Il est donc difficile d'évaluer l'incidence de ces pratiques sur la quantité d'eau et sur la qualité de cette ressource, surtout en raison de l'influence exercée par d'autres facteurs, soit la variabilité du climat, de la topographie et de la végétation à la grandeur du pays.

Secteur agricole

Au cours des 40 dernières années, le nombre d'exploitations agricoles au Canada a diminué, mais celles-ci sont devenues plus grandes et plus productives. Cette transformation a été rendue possible grâce à une mécanisation accrue, à l'utilisation d'engrais minéraux et de pesticides, à la mise au point de variétés nouvelles et améliorées et à l'adoption de pratiques agricoles novatrices. Au fil des ans, toutefois, certains de ces progrès ont de toute évidence compromis la salubrité de l'environnement, y compris la qualité de l'eau. Les effets de l'agriculture sur les ressources en eau sont imputables aux facteurs suivants :

- Besoin accru en eau (terres semi-arides) ou nécessité de retirer l'excédent d'eau des champs (milieux humides). Ces pratiques ont des effets positifs sur la qualité de l'eau (p. ex., un drainage adéquat réduit le ruissellement et l'érosion de surface ainsi que la perte d'azote par dénitrification), mais elles ont aussi des effets négatifs (en augmentant notamment le lessivage ou l'écoulement de produits agrochimiques — les nutriments et les pesticides — et de bactéries dans les eaux de surface et les eaux souterraines).
- Usage d'éléments nutritifs additionnels (sous forme d'engrais minéraux, de fumier, de compost et de boues d'épuration) en vue d'accroître le rendement des cultures. Dans certaines régions du pays, cette pratique a entraîné un excédent d'éléments nutritifs dans le sol et la perte potentielle d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines.
- Utilisation de pesticides (fongicides, herbicides et insecticides) pour lutter contre les maladies, les mauvaises herbes et les insectes. Bien que l'usage de pesticides ait accru l'efficacité des engrais, cette pratique a aussi entraîné la libération de pesticides dans l'atmosphère et leur dépôt subséquent dans les eaux de surface et les terres non agricoles, ainsi que leur écoulement et lessivage dans les eaux de surface et les eaux souterraines.
- Modification des conditions du sol sous l'effet du labour et de l'entretien ainsi que des systèmes de culture. Certaines de ces pratiques peuvent causer une dégradation du sol qui peut, en retour, réduire l'infiltration d'eau dans le sol et augmenter de ce fait l'écoulement et la migration d'éléments nutritifs et de pesticides dans les eaux de surface. Au cours des 40 dernières années, les pratiques de labour et d'entretien ont toutefois évolué en faveur d'un usage accru des pratiques de conservation, y compris de la culture sans labour — des pratiques qui ont tendance à favoriser l'infiltration plutôt que l'écoulement.
- Drainage des terres humides et canalisation des cours d'eau, qui ont eu pour effet d'accroître la superficie des terres propices à la production agricole, mais qui ont également modifié les écosystèmes locaux et la répartition de l'eau entre l'évaporation, l'écoulement fluvial et l'infiltration.

Tendances

Secteur forestier

En 1995, environ 995 000 hectares de forêt ont été récoltés, ce qui représente 0,4 % de l'ensemble de la superficie forestière productive de bois d'oeuvre du Canada et 0,8 % de la superficie forestière productive accessible (CCMF, 2000). Cette année-là, les essences résineuses (p. ex., le pin et l'épinette) ont représenté plus de 86 % de la récolte commerciale totale de bois d'oeuvre du Canada. Bien que le niveau de récolte total de résineux en 1995 ait été inférieur à la coupe annuelle permise à l'échelle nationale, niveau qui a été atteint dans certaines régions; d'autres, par contre, ont rapporté des pénuries de bois d'oeuvre. Entre 1990 et 1995, la proportion de la

récolte annuelle représentée par les feuillus (p. ex., le peuplier et l'érable) s'est accrue de plus de 6 %, ce qui correspond à une hausse annuelle de 1,3 %. On s'attend à ce que cette tendance se poursuive pour satisfaire à la demande du marché.

Diverses méthodes sont utilisées pour la récolte du bois, notamment la coupe à blanc, la coupe de jardinage, la coupe progressive et la coupe avec réserve de semenciers. En 1995, la coupe à blanc était la méthode la plus répandue. En raison des incidences environnementales associées à la coupe à blanc par larges blocs (p. ex., fragmentation des forêts, risque accru de modification du ruissellement et de la qualité de l'eau), on observe actuellement au Canada une évolution des pratiques d'aménagement forestier en faveur d'une coupe par plus petits blocs irréguliers et intercalés de sections de forêt non exploitée, afin de créer un paysage qui offre une plus grande diversité sur le plan spatial et sur celui de l'âge. Comme la coupe à blanc ne reproduit pas les effets écologiques des feux de forêt, elle occasionne parfois des changements écologiques fondamentaux dans les écosystèmes dominés par les feux de forêts (Carleton et MacLellan, 1994).

Les changements climatiques pourraient avoir de graves répercussions écologiques et socio-économiques sur les forêts canadiennes. Ainsi, le réchauffement climatique aura une incidence, non seulement sur la fréquence et la gravité des perturbations naturelles (p. ex., les feux de forêt et les infestations de tordeuse des bourgeons de l'épinette), mais également sur les pratiques d'aménagement proprement dites en influant sur les calendriers de récolte, la régénération, le boisement et la protection des forêts. Le réchauffement climatique pourrait aussi provoquer des changements dans la nappe phréatique, ce qui occasionnerait en retour des modifications dans le stockage et la libération d'éléments nutritifs et de métaux à partir des sols forestiers et des milieux humides.

Secteur agricole

Les technologies agricoles et les méthodes de production ont grandement progressé au cours du dernier siècle. Entre 1950 et 1985, la Révolution verte a contribué à réduire les pénuries alimentaires dans plusieurs régions du monde, principalement grâce à la mise au point de nouvelles variétés conçues pour maximiser le rendement, favoriser les cultures multiples et accroître la résistance aux maladies. Cependant, afin de pouvoir tirer le maximum de ces variétés améliorées et de les protéger contre les maladies et les infestations de ravageurs, il est devenu essentiel de leur fournir un apport en éléments nutritifs chimiques (dont la consommation a augmenté de plus de neuf fois) et d'utiliser des pesticides (dont la consommation s'est accrue de 32 fois).

Malgré le potentiel limité relatif aux nouvelles superficies pouvant être consacrées à l'agriculture, le maintien de politiques gouvernementales préconisant un accroissement de la production alimentaire a favorisé une augmentation de l'efficacité de la production agro-alimentaire au Canada au cours des 2 dernières décennies (DeKimpe et al., 2000). Entre 1961 et 1986, par exemple, la production canadienne de céréales a progressé de 2,4 fois, alors que la superficie en culture n'a augmenté que de 1,6 fois (passant de 18 à 28 millions d'hectares). Cet accroissement de la production a été rendu possible grâce à l'amélioration des lignées utilisées, à l'application de pesticides et à un usage accru d'engrais (les quantités d'engrais azotés, phosphatés et potassiques étant passées de 2,0 millions de tonnes en 1967 à 4,2 millions de tonnes en 1987). En Ontario, les producteurs laitiers ont accru leur production de 2,9 % entre 1951 et 1991 (celle-ci passant de 2,39 à 2,46 milliards de litres), tout en utilisant 849 000 animaux de moins et 573 000 hectares de moins, réduisant du même coup de 42 % la quantité de fumier de bovins laitiers produite (de 21,4 à 12,5 millions de tonnes). La majeure partie des céréales utilisées pour l'alimentation de ces animaux a été obtenue de variétés à rendement plus élevé et plus résistantes aux maladies, également produites selon des méthodes de culture consommant moins de combustibles fossiles (en chiffres plus précis, la production de maïs-grain a augmenté de 3,3 à 5,3 millions de tonnes entre 1975 et 1991, tandis que la consommation de carburant [en équivalents de carburant diesel] a diminué de 292 à 191 millions de litres). Certains gains d'efficacité dans la production agro-alimentaire ont eu pour effet d'atténuer certains facteurs menaçant la qualité de l'eau, alors que d'autres gains ont, au contraire, accru les risques pour la qualité de l'eau. À titre d'exemple, l'usage accru d'engrais minéraux et de pesticides et l'augmentation de la production de fumier peuvent accroître les risques de contamination de l'eau si ces substances ne font pas l'objet d'une bonne gestion — un problème exacerbé par la pratique croissante en faveur de l'épandage des boues d'épuration sur les terres agricoles.

La demande d'eau est en hausse au Canada, autant dans le secteur agricole (en particulier pour répondre aux besoins d'irrigation) que dans les autres secteurs. Déjà, la concurrence qui s'exerce pour les approvisionnements restreints en eau, en particulier dans les régions pauvres en eau comme les Prairies et l'intérieur de la Colombie-Britannique, ou en périodes de sécheresse comme cela se produit en Ontario, a fait naître des conflits entre utilisateurs (Kienholz et al., 2000), et les scénarios qui se dessinent en matière de changements climatiques laissent croire que la situation ira en s'aggravant. Les scénarios de réchauffement planétaire indiquent en effet que les sécheresses deviendront plus fréquentes et plus marquées dans les régions où les précipitations ne réussissent pas à compenser les pertes accrues d'eau sous l'effet de l'évaporation. Il est toutefois difficile de prévoir avec précision où et à quel moment surviendront les sécheresses et quelle sera leur gravité, en raison de l'incertitude inhérente aux modèles climatiques, et plus particulièrement aux modèles sur les précipitations. Cependant, si les importantes baisses appréhendées de l'écoulement fluvial, du niveau de l'eau souterraine et du niveau de l'eau des lacs se produisent, les conflits au sujet de la répartition des ressources en eau, de même que la détérioration de la qualité de l'eau, risquent d'augmenter, car la quantité d'eau disponible pour la dilution des polluants sera réduite d'autant.

Problèmes naissants

Secteur forestier

Propriétés physiques des lacs et des cours d'eau

L'exploitation forestière peut accroître les apports spécifiques en eau, la concentration de matières en suspension et la température des cours d'eau. En général, la perturbation des forêts augmente

l'écoulement total, sous l'effet de la diminution de l'interception et de la transpiration par le couvert forestier. Les relevés sur le débit maximal annuel montrent toutefois que ce phénomène varie, certaines études indiquant une augmentation du débit et d'autres une diminution. Ces divergences pourraient en effet être imputables à des différences dans le climat, la géologie, la topographie, le couvert végétal, les sols et la méthode de récolte du bois. Ainsi, dans deux cours d'eau drainant des peuplements de feuillus du Nord, les apports spécifiques en eau et le débit maximal sont revenus à leur niveau d'avant la récolte dans les trois à six ans qui ont suivi (montagnes Blanches, au New Hampshire; Martin et al., 2000); la situation diffère toutefois dans les forêts boréales de l'est du Canada, où l'on s'attend à ce qu'un écoulement élevé persiste pendant des décennies après la coupe (Plamondon, 1993). Ce débit accru des cours d'eau pourrait s'accompagner d'un apport accru de sédiments, phénomène qui pourrait toutefois être réduit par l'adoption de meilleures pratiques d'aménagement (Martin et al., 2000).

Chimie des lacs et des cours d'eau

La perte du couvert forestier peut perturber les cycles biogéochimiques par la modification des puits et des sources de produits chimiques, l'élévation de la température et de l'humidité du sol, la modification de la structure du sol due au passage de l'équipement forestier, ainsi que le lessivage rapide de produits chimiques (p. ex., l'azote, le phosphore, le carbone organique dissous et les ions majeurs comme le calcium, le potassium et le sulfate) à partir du sol de surface. Les conséquences de l'exploitation forestière sur les concentrations de matières dissoutes dépendent de l'intensité de la récolte, du couvert forestier, du type de sol et du taux de la pente. Elles varient également en fonction du niveau de protection offert durant la perturbation, par l'aménagement de zones de réserve et de zones tampons riveraines. L'augmentation des apports spécifiques en eau après la récolte de bois risque également d'accroître l'exportation d'éléments nutritifs et d'ions. Cependant, les connaissances concernant les effets de la récolte de bois sur les cycles biogéochimiques sont encore trop limitées pour prévoir l'ampleur et la durée des réactions de l'environnement à l'exploitation forestière. Dans le nord-ouest de l'Ontario, par exemple, la coupe à blanc autour de lacs d'amont profonds n'a causé que de légers changements dans les concentrations en éléments nutritifs et en ions majeurs (Steedman, 2000). Dans le centre du Québec, par contre, les concentrations de la plupart des substances dissoutes ont augmenté de façon significative dans les lacs situés dans des forêts qui avaient été exposées à des feux de forêt ou à l'exploitation forestière (Carignan et al., 2000). De même, dans les stations forestières à prédominance de trembles des plaines boréales, les pratiques de déboisement en hiver semblent provoquer une hausse des concentrations de phosphore, mais non d'azote, dans l'eau des lacs (Prepas et al., 2001). Certes, les variations observées dans les lacs de ces trois écorégions pourraient être dues en partie à des différences dans la morphométrie des lacs, le rapport de drainage et le taux de renouvellement de l'eau; pareille variabilité n'a toutefois rien d'anormal, étant donné le nombre limité d'études qui ont été réalisées sur l'incidence de l'exploitation forestière sur les écosystèmes aquatiques du Canada.

Il a également été démontré que l'exploitation forestière entraîne une augmentation de la concentration de mercure chez les poissons. Ainsi, une comparaison entre les concentrations totales de mercure chez le grand brochet (Exos lucius) prélevé de lacs du bouclier boréal, au Québec, a révélé que ces concentrations étaient nettement plus élevées dans les lacs de bassins hydrographiques soumis à des coupes que dans les lacs situés dans des bassins témoins ou des bassins brûlés. Qui plus est, la concentration de mercure chez le brochet était supérieure à la limite maximale fixée pour la consommation sans danger par l'Organisation mondiale de la santé, dans tous les lacs situés dans des zones d'exploitation forestière (Garcia et Carignan, 2000).

Effets biotiques

La récolte de bois peut avoir des incidences environnementales importantes, susceptibles de se répercuter à tous les niveaux trophiques des écosystèmes des cours d'eau et des lacs. Des études sur les fleuves côtiers ont révélé que les principaux effets de l'exploitation forestière résultent de l'accroissement du débit des cours d'eau, de la sédimentation, de l'apport de détritus (incluant les billes de bois) et de la température de l'eau. La production accrue de sédiments fins réduit en retour le nombre d'habitats benthiques disponibles pour les algues fixes, les insectes aquatiques et le poisson. Cependant, des études récentes réalisées sur des lacs du bouclier boréal et de la plaine boréale indiquent qu'un apport accru d'éléments nutritifs (notamment de phosphore) risque de modifier le réseau trophique. À titre d'exemple, les concentrations de phosphore total et d'azote organique total ont été beaucoup plus élevées dans les lacs du bouclier boréal, au Québec, dans les trois ans suivant la récolte de bois, que dans les lacs situés dans des bassins hydrographiques non perturbés (Carignan et al., 2000). De même, dans les lacs situés dans des zones d'exploitation forestière, une hausse significative de l'abondance du phytoplancton a été observée durant la première année suivant la récolte, et cette hausse aurait sans doute été plus marquée n'eut été de la réduction de la pénétration de la lumière due à un apport de carbone organique dissous, lequel a entraîné une coloration de l'eau (Planas et al., 2000). Dans la plaine boréale, une coupe de bois même faible (15 % de la superficie du bassin) a eu pour effet de doubler l'abondance de cyanobactéries, de décupler la concentration d'une hépatotoxine connexe, la microcystine-LR, et de réduire l'abondance des espèces de zooplancton de grande taille (Prepas et al., 2001). L'exploitation forestière a aussi des effets indirects sur le biote aquatique, en favorisant la construction de routes et en améliorant ainsi l'accès à des régions jusque-là éloignées ce qui, en retour, peut causer une surexploitation des populations de poisson dans les petits lacs.

Secteur agricole

Demande d'eau

À l'échelle nationale, l'utilisation d'eau par le secteur agricole est relativement faible (9 %) lorsqu'on la compare aux quantités requises pour la production d'énergie thermique (63 %) ou par le secteur manufacturier (19 %). Les usages agricoles entraînent par contre une forte consommation d'eau, puisque moins de 30 % des quantités d'eau utilisées sont retournées à leur source (Kienholz et al., 2000). De plus, environ 75 % de l'ensemble des prélèvements d'eau à des fins agricoles se produisent dans les régions semi-arides des Prairies. La demande d'eau augmente dans tous les secteurs, ce qui ne fait qu'accroître les risques de concurrence et

de conflits entre utilisateurs, et cette situation ne fait que s'aggraver durant les périodes de sécheresse observées périodiquement dans certaines régions du pays. De fait, au moins 40 grandes sécheresses se sont produites dans l'Ouest canadien au cours des 200 dernières années. Des sécheresses surviennent également dans l'est du pays, mais elles sont habituellement de plus courte durée et moins fréquentes et elles touchent de plus petites régions. Le déficit hydrique causé par la sécheresse menace les sols agricoles ainsi que les productions végétales et animales et peut également réduire la qualité et la quantité des eaux de surface et des eaux souterraines, car une quantité accrue d'eau doit être affectée aux opérations agricoles, réduisant de ce fait les quantités d'eau disponibles pour la dilution des polluants.

Érosion

L'introduction de sol dans les écosystèmes aquatiques peut accroître la turbidité de l'eau et réduire de ce fait la photosynthèse, nuire aux comportements animaux tributaires du champ de vision (p. ex., chercher de la nourriture ou échapper à des prédateurs), gêner la respiration (par l'abrasion des branchies) et l'alimentation et provoquer la dégradation des frayères et la suffocation des oeufs. Bien que la majeure partie des sédiments des rivières proviennent de sources naturelles, les pratiques agricoles — comme le labour et l'entretien ainsi que l'abreuvement du bétail dans les cours d'eau — augmentent l'érosion et le transfert de sol depuis les terres agricoles jusque dans les cours d'eau adjacents. Entre 1981 et 1996, les risques d'érosion par l'eau ont diminué dans les Prairies, en Ontario et au Nouveau-Brunswick, sont demeurés inchangés en Colombie-Britannique et à l'Île-du-Prince-Édouard et ont augmenté au Québec et en Nouvelle-Écosse (Shelton et al., 2000). Même si ces conclusions laissent croire à une diminution de la sédimentation des cours d'eau à partir des terres agricoles, la contamination par les sédiments demeure, à certaines périodes de l'année, un grave problème de qualité de l'eau, et ce, dans bien des régions et notamment dans les Maritimes où l'on pratique la plantation de cultures à grand interligne sur des terrains vallonnés sujets à l'érosion, ainsi que dans la région côtière du sud de la Colombie-Britannique, où se pratique la culture en ligne intensive de légumes et de petits fruits. Parmi les mesures mises en place pour réduire l'érosion, mentionnons la plantation de cultures couvre-sol durant l'hiver et le paillage des cultures en ligne, la culture sans labour, ainsi que la réduction des superficies en jachère dans les Prairies.

Pertes d'éléments nutritifs

L'apport additionnel d'éléments nutritifs (azote et phosphore) dans les écosystèmes aquatiques favorise une croissance excessive des algues et des plantes aquatiques à racines, un phénomène connu sous le nom d'eutrophisation. Outre cet effet direct sur la croissance des végétaux, cet apport produit également des effets indirects, notamment en modifiant l'abondance et en réduisant la diversité des espèces à des niveaux trophiques supérieurs (p. ex., les invertébrés et les poissons benthiques), en favorisant la prolifération d'algues toxiques et en causant la mort des poissons par la perte d'oxygène dans l'eau. Le phénomène d'eutrophisation dû à un apport d'éléments nutritifs provenant de sources agricoles a été observé dans la vallée du bas-Fraser (Colombie-Britannique), dans des lacs et cours d'eau de l'écozone des Prairies, dans des cours d'eau et des lacs de l'écozone des Plaines de forêts mixtes du sud de l'Ontario et du Québec, dans des bassins hydrographiques agricoles de l'ensemble des provinces de l'Atlantique ainsi que dans les estuaires et les eaux côtières dans lesquels se jettent ces eaux (Chambers et al., 2001). L'apport additionnel d'azote peut également stimuler la croissance d'espèces toxiques d'algues dans les eaux côtières et intérieures, lesquelles viendront contaminer les mollusques marins ou les eaux des lacs.

À ces effets d'enrichissement causés par l'apport d'éléments nutritifs s'ajoutent les effets toxiques que peut causer l'azote sous forme de nitrite chez les humains. L'ingestion de grandes quantités de nitrate peut en effet causer la méthémoglobinémie (ou « syndrome du bébé bleu »), un état dû à la conversion en nitrites, dans l'intestin, des nitrates ingérés. Les nitrites provoquent ensuite l'oxydation du fer, lequel passe de l'état ferreux (Fe^{2+}) à l'état ferrique (Fe^{3+}) dans l'hémoglobine (la molécule qui transporte l'oxygène dans le sang des mammifères), ce qui donne lieu à la production de méthémoglobine, une substance qui ne peut pas transporter l'oxygène. La sous-population la plus sensible est celle formée des nourrissons de moins de trois mois, chez qui la source habituelle de nitrite est le nitrate contenu dans l'eau potable utilisée pour la préparation du lait pour nourrissons. Le nitrate ingéré est transformé en nitrite par la microflore de l'intestin. La quasi-totalité des eaux souterraines qui drainent les principales régions agricoles du Canada contiennent du nitrate. Au Canada, 26 % de la population, soit environ huit millions de personnes, dépendent des eaux souterraines pour leur alimentation en eau potable (Chambers et al., 2001). C'est dans les régions où se pratique une culture ou un élevage intensifs, où l'on utilise de grandes quantités d'engrais, où l'épandage d'azote dépasse les besoins des cultures et dans les régions aux sols sablonneux, à fortes précipitations ou fortement irriguées que les risques de contamination par le nitrate sont le plus élevés.

Certaines formes d'azote sont également toxiques pour les organismes aquatiques et peuvent avoir une incidence sur la biodiversité aquatique. C'est notamment le cas du nitrate, qui est un des facteurs responsables de la diminution des effectifs de 17 des 45 espèces de grenouilles, de crapauds et de salamandres du Canada, lorsque sa concentration, dans les cours d'eau et l'eau de ruissellement agricole dépasse les seuils de toxicité chronique et aiguë pour les amphibiens (Rouse et al., 1999). L'ammoniac est une autre substance qui présente une toxicité aiguë pour un grand nombre d'organismes aquatiques. Ainsi, les résultats d'une évaluation de l'ammoniac réalisée en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) révèlent que la valeur critique de la toxicité aiguë, pour la forme non ionisée de l'ammoniac, est de 0,29 mg/L pour les organismes d'eau douce et que la valeur critique de la toxicité chronique est de 0,041 mg/L pour les poissons d'eau douce. En général, les concentrations d'ammoniac dans les eaux de surface au Canada ne sont pas suffisamment élevées pour constituer une menace à grande échelle pour les invertébrés ou le poisson. Cependant, un examen des cas de mortalité du poisson associés à l'activité agricole en Ontario fait état de 53 cas entre 1988 et 1998. La plupart de ces cas sont dus à l'irrigation par jet de lisier provenant d'exploitations porcines, les effets létaux étant attribuables à de fortes concentrations d'ammoniac ou à une DBO élevée (K. Tuininga, ministère de l'Environnement, région de l'Ontario, comm. pers.).

Diverses initiatives ont été mises en oeuvre en vue d'améliorer les méthodes d'utilisation du fumier et de réduire ainsi l'apport d'éléments nutritifs de sources agricoles dans les eaux de surface et les eaux souterraines. De nombreuses provinces ont élaboré des lignes directrices sur l'épandage du fumier et préconisent l'application de plans de gestion des éléments nutritifs pour assurer un épandage sans danger pour l'environnement. L'agriculture de précision est une autre technique qui contribuera à améliorer l'efficacité d'utilisation des engrais et du fumier.

Pertes de pesticides

Les pesticides (fongicides, herbicides et insecticides) sont utilisés pour protéger les cultures contre les ennemis des cultures et les maladies. En 1995, 67 % des exploitations agricoles du Canada ont utilisé des herbicides. Les pesticides sont souvent présents à l'état de traces dans les eaux de surface et les eaux souterraines des régions agricoles du Canada. Or, suivant le type de composé et les concentrations utilisées, les pesticides introduits dans les eaux de surface peuvent causer la mort de poissons et d'autres organismes aquatiques, avoir des effets sublétaux sur la reproduction, la respiration, la croissance et le développement, causer le cancer, des mutations et des malformations foetales chez des organismes aquatiques, inhiber la photosynthèse chez des plantes aquatiques ainsi que s'accumuler dans les tissus d'un organisme et faire l'objet d'une bio-amplification à mesure qu'on s'élève dans la chaîne alimentaire. Bien qu'elles soient généralement inférieures aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, les concentrations de pesticides dans les eaux de surface dépassent parfois les recommandations établies pour l'eau d'irrigation ou la protection de la vie aquatique (voir les exemples cités dans Chambers et al., 2000). La plupart des pesticides sont appliqués sur le sol, mais peuvent être transportés sous forme d'aérosols dans les eaux de ruissellement et par les eaux d'infiltration. La quantité de pesticides qui s'échappent ainsi des terres agricoles, ainsi que la manière dont cela se produit, dépendent du type de pesticide et de la quantité utilisés, des conditions météorologiques au moment de l'application, du délai qui s'écoule entre l'épandage et les précipitations, de la pente du terrain ainsi que des pratiques culturales.

On est à mettre au point de nouvelles techniques de lutte antiparasitaire, qui visent plusieurs objectifs : utiliser des pesticides hautement sélectifs, très spécifiques et moins persistants; déterminer les seuils d'intervention économiques pour appuyer les décisions relatives à l'application de pesticides; améliorer les techniques d'application afin de rendre les pesticides plus efficaces, par une application sélective dans des régions limitées; induire génétiquement une résistance aux organismes nuisibles chez les végétaux; combiner des méthodes de lutte chimique et biologique (p. ex., utilisation de prédateurs naturels, utilisation de phéromones ou libération de mâles stériles); promouvoir la croissance de microorganismes à effets bénéfiques ou neutres qui aideront à limiter la croissance des microorganismes nuisibles.

Métaux lourds

Les métaux lourds présents dans les sols agricoles peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Les amendements du sol constituent une importante source anthropique de métaux lourds, dont les plus préoccupants sont le cadmium, le cobalt, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc. La plupart des métaux lourds se présentent sous forme de cations positifs dans le sol et sont donc fortement adsorbés aux particules d'argile. En général, la solubilité des cations de métaux lourds diminue à mesure qu'augmentent la teneur en argile et le pH. Les sols à texture fine et à pH élevé sont donc moins sensibles au ruissellement ou au lessivage. La perte de sol provenant des terres agricoles peut toutefois devenir une importante voie d'introduction de métaux lourds dans les eaux de surface, s'il y a adsorption de métaux lourds dans ce sol (Webber et Singh, 1995). Les métaux lourds qui forment des complexes chélatés avec des composés organiques sont en outre plus sujets au lessivage que les formes non chélatées. La présence de métaux lourds dans l'eau préoccupe surtout en raison des effets de ces métaux sur la vie aquatique, bon nombre de métaux lourds étant extrêmement toxiques pour les organiques aquatiques à de faibles concentrations. Dans le cas du cuivre, par exemple, le seuil recommandé dans l'eau pour assurer la protection de la vie aquatique est de 2 à 4 µg/L.

Sels solubles

Bien des sols des Prairies renferment de fortes concentrations de sels solubles dans l'eau, incluant des sulfates de calcium, de magnésium et de sodium; ces sels proviennent de l'altération du matériau d'origine. Les amendements du sol, comme le fumier de bétail, peuvent également contenir de fortes concentrations de sels solubles. L'épandage de fumier sur les terres agricoles sur une longue période peut donc causer une accumulation de sels solubles dans le profil de sol. La principale préoccupation liée à la présence de sels solubles tient au risque de lessivage de ces substances dans les eaux souterraines. Ce risque de contamination des eaux souterraines par les sels solubles est plus élevé dans les sols à texture grossière, qui sont plus sujets au lessivage en raison des fortes précipitations ou de l'irrigation. La présence de sels solubles dans les eaux souterraines préoccupe surtout en raison des effets néfastes que pourraient avoir ces substances sur les cultures irriguées avec de l'eau salée et sur le bétail consommant cette eau.

Pathogènes

Les organismes pathogènes, dont les bactéries, les protozoaires, les virus et les parasites, se trouvent naturellement dans l'eau et le sol. Malgré cette présence naturelle, les pathogènes provenant de l'élevage peuvent migrer dans les eaux souterraines ou être transportées dans les eaux de surface par ruissellement. La contamination par des pathogènes de l'eau d'irrigation, de l'eau potable ou des zones coquillères peut poser des risques pour l'alimentation humaine. Les pathogènes peuvent également menacer les écosystèmes aquatiques et leur biodiversité.

Les craintes suscitées par la migration dans l'eau d'organismes pathogènes provenant des terres agricoles se sont accrues avec l'intensification des opérations d'élevage. Dans les régions du pays à forte densité d'élevage, la numération des coliformes fécaux dépasse les recommandations pour la qualité des eaux au Canada, qui ont été établies pour l'eau potable et l'eau d'irrigation (Fairchild et al., 2000). Le ruissellement agricole est également une source importante de contamination bactérienne des mollusques, en particulier sur la côte atlantique, et ce phénomène a été

directement mis en cause dans la fermeture de certaines zones de pêche de mollusques. En Ontario, la proportion de puits dans lesquels la numération de *E. coli* dépasse les recommandations a presque doublé au cours des 45 dernières années, passant de 15 % (sur 484 puits) entre 1950 et 1954 à 25 % (sur 1292 puits) en 1991-1992 (Fairchild et al., 2000).

Substances perturbatrices du système endocrinien

Comme leur nom l'indique, les substances perturbatrices du système endocrinien (SPSE) sont des substances chimiques naturelles et synthétiques qui peuvent perturber le système endocrinien, ce mécanisme complexe qui coordonne et régularise la croissance, le développement des embryons et la reproduction chez les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les mammifères. Le secteur agricole a été identifié comme une source potentielle de SPSE dans les écosystèmes aquatiques. Ces substances sont introduites par l'écoulement ou le lessivage du fumier épandu sur les terres (lequel contient des hormones naturelles excrétées par le bétail), des boues d'épuration épandues sur les terres (lesquelles renferment des substances naturelles et synthétiques d'origine humaine qui perturbent le système endocrinien) et de certains pesticides (qui sont des substances à action oestrogénique directe ou qui le deviennent en se décomposant). Compte tenu des craintes suscitées par les effets potentiels des SPSE sur le biote présent dans l'environnement au Canada, il a été décidé d'inscrire la recherche sur les perturbateurs hormonaux parmi les responsabilités du ministre de l'Environnement et du ministre de la Santé du Canada, en vertu de la LCPE de 1999.

Les effets des SPSE sur le développement et la reproduction ont été observés chez des espèces sauvages au Canada, ces substances ayant provoqué notamment des malformations et la mort d'embryons chez des oiseaux et des poissons exposés à des produits chimiques industriels ou à des insecticides organochlorés, des troubles de la reproduction et du développement chez des poissons exposés aux effluents d'usines de pâtes et papiers, un développement anormal de mollusques exposés à des substances antisalissures appliquées sur la coque des navires, une dépression des fonctions thyroïdienne et immunitaire chez des oiseaux piscivores des Grands Lacs et la féminisation de poissons exposés à des effluents municipaux. On en connaît relativement peu sur les risques potentiels que présentent les SPSE issues du secteur agricole, bien que certaines données indiquent que les oestrogènes peuvent avoir une incidence sur les eaux de surface, s'il y a écoulement ou drainage souterrain peu après l'épandage de lisier de bovins laitiers ou de truies en gestation.

Produits pharmaceutiques

Des produits pharmaceutiques sont utilisés pour prévenir et traiter des maladies du bétail et favoriser la croissance des animaux. Cependant, une quantité appréciable de la substance d'origine est excrétée sans être métabolisée, dans l'urine ou les excréments. L'épandage de fumier peut donc entraîner la migration de produits pharmaceutiques ou de leurs résidus dans les eaux de surface ou les eaux souterraines. Bien que l'on suppose que les résidus d'antibiotiques présents dans l'environnement produisent une résistance chez les souches bactériennes et constituent de ce fait une grave menace pour la santé publique, les connaissances sont encore limitées sur les risques potentiels que présentent les produits pharmaceutiques vétérinaires pour l'environnement et la santé humaine.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Connaissance des processus

- Il faut disposer de modèles mécanistes nouveaux ou améliorés qui établissent un lien entre, d'une part, l'hydrologie et la migration des produits chimiques provenant des bassins hydrographiques agricoles et forestiers et, d'autre part, les réactions observées dans les plans d'eau et les lacs, par exemple les apports spécifiques d'eau (cours d'eau) ou le taux de renouvellement d'eau (lacs), la chimie de l'eau et les réactions du biote.
- Il faut maintenir les réseaux de surveillance et les rendre accessibles, afin de pouvoir évaluer les tendances au fil des ans et l'efficacité des nouvelles pratiques d'aménagement des terres et assurer une gestion efficace des bassins hydrographiques.
- Il faut approfondir les connaissances sur les fluctuations régionales de divers phénomènes, comme le climat, la géologie de dépôts meubles et les caractéristiques du sol, qui ont une incidence sur les apports spécifiques d'eau et sur la migration des contaminants à partir des sols agricoles et forestiers.
- Il faut chercher à mieux comprendre les voies qu'empruntent les produits chimiques, depuis les eaux de surface jusqu'aux eaux souterraines, ainsi que les régimes d'écoulement et de réalimentation des nappes souterraines les plus sensibles aux opérations forestières et agricoles (en particulier les aquifères utilisés comme sources d'eau potable).
- Il faut approfondir les connaissances sur le devenir des pesticides, des engrais chimiques, des éléments nutritifs, des pathogènes, des produits pharmaceutiques vétérinaires et des SPSE présents dans le fumier, ainsi que sur les effets à long terme de ces substances (utilisées seules ou à l'intérieur de mélanges complexes) sur les humains, les organismes aquatiques, leurs populations et leurs communautés.
- Il faut mieux définir les liens, au niveau des différents processus, entre la modification des régimes hydrologiques et la qualité des habitats aquatiques (modification des régimes d'éclairement, des régimes thermiques et des paramètres chimiques).

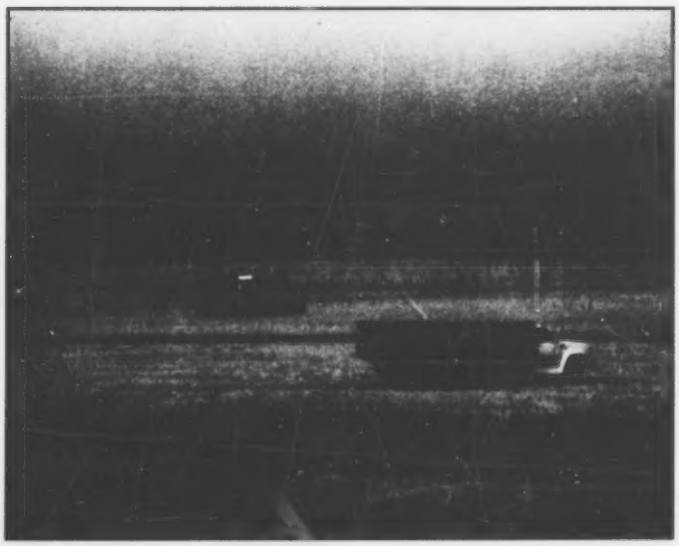
Analyse et gestion des risques

- Il faut chercher à mieux comprendre les méthodes qui permettent d'évaluer les effets cumulatifs des diverses utilisations (agricoles, forestières et autres) des sols (p. ex., exploration minérale, pétrolière et gazière) et des apports provenant de sources ponctuelles (p. ex., les rejets municipaux et industriels) sur les eaux de surface et les eaux souterraines et d'analyser les risques qui y sont associés.
- Il faut approfondir les connaissances relatives aux répercussions potentielles sur les eaux de surface et les eaux souterraines de l'épandage à des fins agricoles de biosolides provenant des stations d'épuration.

- Il faut approfondir les connaissances sur les cycles biogéochimiques et hydrologiques afin de pouvoir mettre à l'échelle les effets qui sont observés sur une petite superficie (c.-à-d., perturbations appliquées à une parcelle, un champ ou un petit bassin) et établir ensuite des prévisions sur une vaste échelle géographique. Il faut approfondir les connaissances concernant l'incidence de l'utilisation des sols sur les cycles et les budgets des éléments nutritifs, ainsi que sur la qualité de l'eau dans les bassins hydrographiques.
- Il faut également déterminer les apports et les pertes d'éléments nutritifs — comme le N et le P — afin de pouvoir en faire une meilleure gestion et d'éviter les excédents.
- Il faut mettre au point des systèmes d'information et d'aide à la décision, pour favoriser une meilleure gestion des diverses utilisations des sols et protéger les sources d'eau contre les effets des opérations forestières et agricoles.

On doit s'attendre à ce que l'usage des terres déjà réservées à une activité particulière s'intensifie et augmente au Canada, sous l'effet de la croissance démographique et de l'accroissement de la demande de produits agricoles et forestiers. Pour être en mesure de résoudre efficacement les problèmes liés à la gestion des eaux et résultant de la modification de l'utilisation des sols et de trouver des solutions efficaces aux nouveaux problèmes qui surgiront, il faut poursuivre les recherches afin d'approfondir les connaissances et de mettre au point de nouvelles techniques pour l'aménagement des terres consacrées à l'exploitation forestière, à l'agriculture et autres activités exploitant les ressources naturelles. Voici les mesures précises qui sont recommandées pour protéger la qualité de l'eau contre les effets de la modification de l'utilisation des terres résultant de l'exploitation forestière et de l'agriculture :

- Investir dans les recherches visant à préciser les effets des pratiques agricoles et forestières sur les phénomènes biogéochimiques et hydrologiques et à déterminer dans quelle mesure ces effets varient en fonction des différences régionales dans le climat, le sol et la végétation et comment modifier les pratiques d'aménagement des terres afin de réduire au minimum les effets observés.
- Investir dans des programmes de surveillance ciblés, axés sur l'évaluation des tendances, des dangers et des impacts écologiques et prévoyant, s'il y a lieu, un examen de la réglementation en regard des effets de l'exploitation forestière et des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau.
- Mettre en place des pratiques, des normes et des codes d'exploitation agricole et forestière crédibles sur le plan scientifique et assortis de mécanismes de mise en application appropriés, pour assurer la protection des eaux souterraines et des eaux de surface et du biote aquatique.
- Incorporer les pratiques agricoles et forestières à la gestion intégrée des bassins hydrographiques, de manière à tenir compte des effets cumulatifs des nombreux stress environnementaux.



La récolte du bois et les pratiques agricoles ont des conséquences pour la quantité et la qualité des eaux de ruissellement.

Références

Carignan R., P. D'Arcy et S. Lamontagne. 2000. « Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(Suppl. 2): 105-117.

Carleton, T.J. et P. MacLellan. 1994. « Woody vegetation responses to fire versus clear-cut logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest ». Ecoscience 1: 141-152.

CCMF (Conseil canadien des ministres des forêts). 2000. Critères et indicateurs de l'aménagement durable des forêts au Canada : bilan national 2000. Ottawa (Ontario).

Chambers, P.A., A.-M. Anderson, C. Bernard, L.J. Gregorich, B. McConkey, P.H. Milburn, J. Painchaud, N.K. Patni, R.R. Simard et L.J.P. van Vliet. 2000. « La qualité des eaux de surface », dans La santé de l'eau : Vers une agriculture durable au Canada, publié sous la direction de D.R. Coote et L.J. Gregorich, publication 2020/F, Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada, 185 p.

Chambers, P.A., M. Guy, E. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster. 2001. Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement canadien. Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada. 271 p.

DeKimpe, C.K., L.J. Gregorich et D.R. Coote. 2000. « En guise de conclusion », dans La santé de l'eau : Vers une agriculture durable au Canada, publié sous la direction de D.R. Coote et L.J. Gregorich, publication 2020/F. Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada. 185 p.

Fairchild, G.L., D.A.J. Barry, M.J. Goss, A.S. Hamill, P. Lafrance, P.H. Milburn, R.R. Simard et B.J. Zebarth. 2000. « La qualité de l'eau souterraine », dans La santé de l'eau : Vers une agriculture durable au Canada, publié sous la direction de D.R. Coote et L.J. Gregorich, publication 2020/F. Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada. 185 p.

Garcia, E. et R. Carignan. 2001. « Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(Suppl. 2): 129-135.

Kienholz, E., F. Croteau, G.L. Fairchild, G.K. Guzzwell, D.I. Massé et T.W. Van der Gulik. 2000. « L'utilisation de l'eau », dans La santé de l'eau : Vers une agriculture durable au Canada, publié sous la direction de D.R. Coote et L.J. Gregorich, publication 2020/F. Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada. 173 p.

Martin, C.W., J.W. Hornbeck, G.E. Likens et D.C. Buso. 2000. « Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(Suppl. 2): 19-29.

Plamondon, A.P. 1993. Influences des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité : Rapport pour le ministère des Forêts du Québec. Québec, Université Laval.

Planas, D., M. Desrosiers, S.-R. Groulx, S. Paquet et R. Carignan. 2000. « Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(Suppl. 2): 136-145.

Prepas, E.E., B. Pinel-Alloul, D. Planas, G. Méthot, S. Paquet et S. Reedyk. 2001. « Forest harvest impacts on water quality and aquatic biota on the Boreal Plain: introduction to the TROLS lake program ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 421-436.

Rouse, J.D., C.A. Bishop et J. Struger. 1999. « Nitrogen pollution: An assessment of its threat to amphibian survival ». Environ. Health Perspect. 107: 799-803.

Shelton, I.J., G.J. Wall, J.-M. Cossette, R. Eilers, B. Grant, D. King, G. Padbury, H. Rees, J. Tajek et L. van Vliet. 2000. « Risque d'érosion hydrique », dans L'agriculture écologiquement durable au Canada : rapport sur le Projet des indicateurs agroenvironnementaux, publié sous la direction de T. MacRae, C.A.S. Smith et L.J. Gregorich. Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Steedman, R.J. 2000. « Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(Suppl. 2): 92-96.

Webber, M.D. et S.S. Singh. 1995. « Contamination des sols agricoles », dans La santé de nos sols : Vers une agriculture durable au Canada, publié sous la direction de D.F. Acton et L.J. Gregorich. Ottawa (Ontario), Agriculture et Agroalimentaire Canada, p. 87-96.

14. SOURCES NATURELLES DE CONTAMINANTS À L'ÉTAT DE TRACES

R.A. Klassen, R.G. Garrett et R.N.W. DiLabio

Ressources naturelles Canada, Commission géologique du Canada, Ottawa (Ontario)

État de la question, tendances, et besoins en connaissances et en ressources pour les programmes

La géochimie de l'environnement s'intéresse à l'abondance, à la distribution et à la mobilité des éléments chimiques qui composent les matériaux présents à la surface de la Terre. Ces matériaux de surface, qui sont aussi variés que le sont les disciplines scientifiques qui en font l'étude, incluent les roches (géologie), les sols (pédologie), les sédiments (sédimentologie, limnologie et glaciologie) et les eaux (hydrologie), et tous jouent un rôle crucial en tant que sources, puits et milieux réactifs des éléments à l'état de traces. La discipline scientifique qu'est la géochimie de l'environnement s'appuie sur d'autres domaines scientifiques, soit la géologie, la chimie et la biologie, pour y trouver l'information nécessaire à la gestion et à la planification de l'environnement ainsi qu'à la protection de la santé (Thornton, 1995; Knight et Klassen, 2001).

La géochimie de l'environnement est un domaine complexe. Le but du présent résumé vise à définir un contexte géologique pour situer les dangers géochimiques. L'accent est mis sur un petit groupe d'éléments d'origine naturelle, principalement des métaux et des métalloïdes, qui sont dérivés de sources géologiques susceptibles de présenter des risques pour la santé. Ces éléments incluent des non-métaux comme le fluor, des métalloïdes tels l'arsenic et le sélénium, des métaux comme le plomb, le mercure et le cadmium et des éléments radioactifs tels l'uranium, le potassium, le thorium et le radon. Les risques associés à ces éléments varient en fonction de leur forme chimique et de leur concentration. Alors que certains métaux, selon leur forme, peuvent présenter des risques — que l'on pense au chrome, au nickel, au cuivre et au zinc — ils peuvent aussi être essentiels à la vie. De fait, les carences en éléments à l'état de traces constituent un grave problème de santé, notamment dans les pays en développement où l'évolution chimique des matériaux de surface — et, donc, la chimie des aliments et de l'eau — peut différer considérablement de ce qu'on connaît au Canada. À l'échelle mondiale, quelque deux milliards de personnes souffrent des effets des carences en fer, en iode, en zinc, en sélénium et en vitamine A. À l'opposé, la consommation domestique d'eaux souterraines naturellement contaminées a provoqué, chez des milliers d'habitants du Bangladesh et de l'Inde, une intoxication par l'arsenic qui cause diverses affections cutanées, dont le cancer.

Dans le cadre de son mandat, Ressources naturelles Canada communique ses connaissances et ses compétences sur les sciences de la Terre, dont certaines ont trait directement à la géochimie de l'environnement. Le Ministère a notamment élaboré des modèles géochimiques qui représentent l'origine et la composition des matériaux de surface et décrit les phénomènes d'altération et les processus pédogénétiques qui ont une incidence sur ces matériaux. Les levés géochimiques régionaux montrent bien le grand écart entre les concentrations en éléments à l'état de traces qui caractérisent notre paysage naturel. Ces levés indiquent clairement les vastes zones qui présentent des dangers géochimiques potentiels, c'est-à-dire les zones où les concentrations naturelles dépassent d'un ou de deux ordres de grandeur les seuils d'intervention fixés par les organismes de réglementation (DiLabio et al., 1999). Dans le centre de Terre-Neuve, par exemple, la concentration en arsenic dans le sol varie entre 50 et plus de 1000 ppm sur une superficie de 1300 km^2, alors que le seuil environnemental caractérisant les sols contaminés se situe généralement entre 20 et 30 ppm (Klassen, 1998). Ensemble, la cartographie géochimique et la recherche sur les liens entre les éléments à l'état de traces et les minéraux jettent des bases qui permettent ensuite de déterminer l'origine des sources et d'établir une distinction entre elles, selon qu'il s'agit de sources naturelles ou anthropiques.

Des études détaillées ont permis de documenter les phénomènes d'altération ainsi que les processus pédogénétiques et hydrogéologiques qui ont une incidence sur le mouvement, la concentration, la forme et la biodisponibilité potentielle des éléments à l'état de traces dans un large éventail de matériaux de surface, dont les sols et les sédiments organiques et inorganiques, la glace et l'eau (Klassen et al., 2001; Rasmussen, 1996). Les facteurs géologiques qui influent sur la géochimie ont trait en grande partie aux types de minéraux lithogénétiques qui sont présents et aux éléments qui les composent. Lorsque des processus — naturels ou anthropiques — influent sur les phénomènes qui se produisent près de la surface et dans le sol, ces processus peuvent donner lieu à la libération, dans l'air et dans l'eau, d'éléments associés aux formes altérées ou non altérées des minéraux, ce qui aura pour effet d'en modifier encore davantage la forme, la concentration et la biodisponibilité potentielle et d'en favoriser une distribution encore plus large dans les matériaux de surface. Le vent et l'eau, par exemple, peuvent causer une redistribution de minéraux riches en métaux provenant des routes, des terres agricoles et des forêts. Si ces éléments sont ingérés ou inhalés, que ce

soit sous forme de particules ou de matières dissoutes, ils présentent alors un risque potentiel pour la santé. Dans les Cantons de l'Est (Québec), par exemple, des sols, des sédiments et des roches enrichis naturellement de nickel, de magnésium, de cobalt, de chrome et de fer ont été mis en cause dans la manifestation de cas de chlorose, de nanisme, d'ouverture tardive et de sénescence hâtive chez des végétaux communs (Bélanger, 1988). Ces métaux pourraient ensuite s'infiltrer dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Toujours dans les Cantons de l'Est, un schiste pyritifère noir broyé est utilisé localement dans la pierraille de chaussées, ce qui produit de la poussière qui, sous l'effet des pluies acides, libère des métaux qui s'introduisent dans les voies d'eau par ruissellement.

Transport du mercure par les glaciers dans le centre de la Colombie-Britannique

Deux des trois mines de mercure mises en valeur au Canada sont situées le long de la faille Pinchi, en Colombie-Britannique (mines Takla Bralorne et Pinchi). À cet endroit, un levé régional (Plouffe, 1998) a révélé la présence de fortes concentrations de mercure dans le till (un type de sédiment déposé par les glaciers) à proximité des mines ainsi qu'à d'autres endroits le long de la faille Pinchi. Ce mercure provient de l'assise rocheuse riche en mercure, qui a été exposée à l'érosion glaciaire durant la dernière glaciation. Sous l'effet du transport par les glaciers, les sédiments enrichis de mercure ont été transportés en aval et leur dépôt a entraîné la formation d'un till riche en mercure qui s'étend sur une distance de 12 km à partir de leur source rocheuse, le long de la faille Pinchi. Les concentrations anormales de mercure dans le till (jusqu'à 10 ppm) sont de plusieurs ordres de grandeur supérieures à celles observées dans les régions dont l'assise rocheuse est riche en mercure et elles constituent un risque géochimique potentiel.

Géochimie des sols des Prairies

Dans le centre-nord de la Saskatchewan, ainsi que dans l'est et le centre du Manitoba, la présence de faibles concentrations de cadmium et d'arsenic dans le sol reflète le transport vers le sud, par les glaciers, de débris pauvres en cadmium provenant du Bouclier canadien, au nord. À l'inverse, les concentrations élevées de cadmium et d'arsenic dans les sols du sud-ouest du Manitoba s'expliquent par l'incorporation, dans les glaciers, de l'assise schisteuse riche en éléments traces qui compose l'escarpement du Manitoba (Garrett et Thorleifson, 1999). Déjà, dans ces deux régions, l'empreinte géochimique de la source est plus marquée dans le sol qu'elle ne l'est dans l'assise rocheuse à la suite du transport par les glaciers.

Aux endroits où les éléments se dissolvent rapidement, il peut y avoir un lien étroit entre la composition des matériaux de surface et l'eau. Ainsi, les taux élevés d'arsenic dans les eaux souterraines près de Cold Lake (Alberta), dans certaines municipalités rurales du sud de la Saskatchewan ainsi qu'à Waverley (Nouvelle-Écosse) ont tous été attribués à la présence de sources naturelles d'arsenic dans l'assise rocheuse et les sédiments de surface et à la redistribution secondaire de cet élément dans les eaux souterraines et superficielles.

Radioéléments

Les cartes sur la radioactivité sont très utiles pour les études environnementales, la cartographie géologique et l'exploration minérale, car elles indiquent souvent des caractéristiques que ne révèlent pas les autres techniques. L'émission de rayonnements, et plus précisément de rayons gamma, provient de la désintégration spontanée des éléments radioactifs, dont les plus répandus sont le potassium, l'uranium et le thorium. Le potassium, par exemple, se trouve principalement dans le feldspath, le mica et l'argile — des matériaux abondants et répandus dans la croûte terrestre. L'uranium et le thorium, eux, sont généralement présents en faibles concentrations (qui se mesurent en parties par million) dans la roche. Lorsqu'il se trouve en fortes concentrations, l'uranium présente alors un intérêt économique pour les sociétés minières. Grâce aux levés aériens utilisant le spectre particulier du rayonnement gamma de l'élément recherché, il a été possible de cartographier les concentrations de potassium, d'uranium et de thorium sur quelque 40 % de la superficie du Canada.

Exposition au rayonnement naturel — L'exposition à long terme à des taux élevés de « rayonnement naturel » peut comporter des risques pour la santé. Les levés aériens par spectrométrie gamma permettent de mesurer le rayonnement naturel émis à partir de la surface de la Terre; les niveaux d'exposition au rayonnement sont exprimés en unités de microroentgens par heure (µR/h). Le roentgen, qui correspond à un potentiel d'ionisation précis, a été défini à l'origine en fonction du niveau de rayonnement nécessaire pour tuer une souris. Cette unité de mesure est utile, car elle peut être directement associée aux dommages physiques causés aux cellules vivantes.

Les levés aériens (Grasty et al., 1984) indiquent que le niveau d'exposition au rayonnement s'établit en moyenne à 4,4 µR/h sur l'ensemble du territoire canadien (incluant la saillie rocheuse et les dépôts superficiels). Selon des levés des Nations Unies, le niveau moyen à l'échelle mondiale est d'environ 5,2 µR/h. Les régions où la radioactivité naturelle est trois fois supérieure à la moyenne mondiale sont considérées comme des « régions de rayonnement naturel », alors que celles où le niveau d'exposition est dix fois supérieur à la moyenne mondiale sont désignées « régions de rayonnement naturel élevé ».

La Carte de la radioactivité au Canada montre que de vastes régions des Territoires du Nord-Ouest présentent un niveau de radioactivité élevé, contrairement à la majeure partie du sud du Canada où les niveaux sont relativement faibles. Une de ces régions de forte radioactivité, qui est située près de Fort Smith, s'étend sur plusieurs milliers de kilomètres carrés et est associée à l'assise rocheuse granitique précambrienne. Le granite, avec son niveau d'exposition moyen supérieur à 15 µR/h, contient 6,5 % d'oxyde de potassium, 10 ppm d'uranium et 80 ppm de thorium. Dans certaines régions qui s'étendent sur une superficie de plus de 100 km^2, les concentrations en uranium et en thorium sont deux fois supérieures à ces taux. Selon les critères précités, le niveau naturel de radioactivité du granite près de Fort Smith est « élevé ».

Radon (Nouvelle-Écosse) — Le radon (Rn-222), un gaz radioactif auquel on associe une incidence accrue de cancer du poumon, provient de la désintégration radioactive naturelle de l'uranium. Les cartes géologiques des roches et des sols susceptibles d'avoir

une forte teneur en uranium sont utiles pour interpréter les fluctuations régionales des concentrations en radon dans les habitations. En raison de ses effets sur la santé humaine, le radon est considéré comme un « danger géochimique » potentiel lorsqu'il est présent à de fortes concentrations.

Afin de déterminer le lien entre la géologie et la présence de radon dans les habitations, la province de la Nouvelle-Écosse a procédé à une étude de 719 habitations réparties entre 75 localités; les résultats de cette étude ont révélé que la concentration moyenne de radon était de 2,9 pCi/L (picocuries/litre). Les concentrations naturelles régionales ont été établies à partir de levés radiométriques aériens (Jackson, 1992). Les régions à fortes concentrations en uranium sont associées à des types rocheux intrusifs, notamment au batholite South Mountain dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. Aux États-Unis, la norme relative au radon, au-delà de laquelle des mesures d'assainissement peuvent être recommandées, est de 4 pCi/L. La norme canadienne est de 20 pCi/L; 22 des 719 habitations examinées présentaient une concentration supérieure à cette norme.

Le fluor dans les eaux souterraines des Maritimes

Dans les Maritimes, la géologie et la chimie des eaux souterraines sont liées directement à la santé et l'utilisation des terres. Le fluor est présent à l'état naturel dans la roche et s'infiltre dans les eaux souterraines sous l'effet de la dissolution des minéraux. Or, une concentration trop élevée ou trop faible de fluor dans l'eau potable peut être nocive pour la santé humaine. À titre d'exemple, pour avoir des dents en santé, il faut que la concentration en fluor soit supérieure à 0,8 ppm mais inférieure à 1,5 ppm. De plus, des concentrations supérieures à 8,0 ppm peuvent causer une maladie invalidante, la fluorose des os. Plus d'un demi million de personnes vivant à Terre-Neuve, à l'Île-du-Prince-Édouard, en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et dans l'est du Québec (Gaspé) dépendent des eaux souterraines provenant du bassin sédimentaire carbonifère des Maritimes. Les niveaux de fluor fluctuent considérablement dans l'ensemble de cette région, sous l'effet des perturbations environnementales et de la géologie, et cela peut avoir une incidence sur la santé de la population (Boyle et Chagnon, 1995).

Dans environ 5 % des 3 000 puits du bassin sédimentaire carbonifère du Nouveau-Brunswick, de l'Île-du-Prince-Édouard et de la Nouvelle-Écosse, la teneur en fluor de l'eau est supérieure à 1,5 ppm, ce qui signifie un risque accru de fluorose des dents et des os pour les populations de ces régions.

Mobilité des éléments à l'état de traces et pluies acides

L'acidité de l'eau (pH) influe à la fois sur l'altération des minéraux et la mobilité des éléments et donc sur leur biodisponibilité. Afin d'évaluer les effets potentiels des pluies acides sur les sols, la composition et l'origine des sédiments superficiels ont été déterminés, entre la baie Georgienne et la vallée de l'Outaouais (Kettles et Shilts, 1994). Le sous-sol de cette région est formé de deux assises rocheuses distinctes, soit le bouclier précambrien et la roche sédimentaire paléozoïque. Les minéraux carbonatés, qui peuvent avoir un effet tampon sur la charge acide de l'eau et les dépôts superficiels formés par les pluies acides, sont associés à la roche sédimentaire paléozoïque. À l'opposé, les sols issus de l'assise du bouclier peuvent être riches en métaux, notamment en zinc, en arsenic, en mercure et en cadmium, et ces métaux peuvent être libérés dans les eaux de surface et les eaux souterraines si leur érosion est favorisée par la charge acide. On peut utiliser les cartes géologiques et géochimiques pour estimer l'acidification potentielle du sol et la mobilisation des éléments à l'état de traces en établissant un lien entre les régions riches en ces éléments et les concentrations de minéraux carbonatés. Ainsi, c'est dans les régions à faibles concentrations de carbonate et à fortes concentrations d'éléments à l'état de traces que les risques de mobilisation des métaux-traces dans les eaux de surface et les eaux souterraines sont les plus grands.

Programme d'exploration géochimique préliminaire

Tout comme on prépare des cartes pour illustrer le dénivellé du sol ou encore le pourcentage de milieux humides, on peut également préparer des cartes qui décrivent la géochimie de la surface du Canada. Les cartes géochimiques régionales peuvent être basées sur des données portant sur différents milieux ou matériaux environnementaux. Au Canada, les sédiments des lacs et des cours d'eau ont été utilisés pour cartographier de vastes régions, car ces sédiments sont très répandus dans la majeure partie du pays, sauf dans les Prairies, les basses terres de la baie d'Hudson et certaines parties de l'Arctique et qu'on présume qu'ils représentent une « moyenne géochimique » des bassins versants (Friske et Coker, 1995).

Une carte du mercure basée sur 135 000 échantillons et représentant 2,6 millions de kilomètres carrés illustre bien dans quelle mesure la distribution du mercure et sa concentration à travers le Canada varient. Les principaux facteurs qui influent sur ces fluctuations ont trait à la géochimie de l'assise rocheuse, des matériaux glaciaires et des sols dans les bassins hydrographiques (Rasmussen et al., 1997). La grande majorité des sites échantillonnés sont éloignés des sources de pollution et reflètent donc les fluctuations naturelles des concentrations de mercure à l'échelle du Canada.

Les taux élevés de mercure observés dans le bassin de Selwyn, dans le sud-est du Yukon, dans la fosse du Labrador (dans l'ouest du Labrador) et dans le bassin de Rove au sud-ouest de Thunder Bay (Ontario), indiquent des régions où le schiste est présent. Le schiste peut être issu de boues organiques et de boues riches en soufre qui se sont accumulées dans un milieu ancien et pauvre en oxygène. Ces boues sont des puits ou des dépôts naturels de mercure et d'une grande variété d'autres éléments à l'état de traces. Dans d'autres régions, la présence de taux élevés de mercure est imputable à l'assise rocheuse volcanique; c'est le cas du centre de la Colombie-Britannique et de certaines parties de l'île de Vancouver. Dans la plupart des régions riches en mercure, les concentrations sont également élevées dans les eaux de surface et les sols; dans ces régions, la perturbation du sol peut favoriser le rejet d'une quantité accrue de mercure dans d'autres compartiments de l'environnement.

Biodisponibilité

La biodisponibilité est un facteur déterminant dans l'évaluation des risques environnementaux. En effet, à moins qu'un élément à l'état de traces ne soit sous une forme, souvent désignée « espèce », capable de traverser une barrière biologique, il ne peut exercer d'effet biologique (Chapman and Wang, 2000). Un des facteurs

déterminants de la géochimie de l'environnement est donc la concentration d'éléments biodisponibles, lesquelles seront presque toujours inférieures aux taux mesurés dans les sédiments superficiels selon les techniques habituelles des géologues (Garrett, 2000). L'eau, y compris l'eau de surface, les eaux souterraines et l'eau interstitielle dans le sol et les sédiments, constitue le principal milieu par lequel les éléments dissous passent d'un compartiment de l'environnement à un autre, et la connaissance des processus en cause est essentielle à la géochimie de l'environnement et à l'évaluation des risques. Les éléments à l'état de traces, présents sous des formes potentiellement toxiques dans les minéraux et libérés dans le milieux aqueux, y compris dans l'eau potable, finissent par entrer dans la chaîne alimentaire. Il faut donc orienter la recherche sur la qualité et la chimie de l'eau et sur la nature des interactions entre l'eau, les minéraux et la matière organique, car les processus qui s'opèrent aux interfaces eau-minéraux-matière organique sont des facteurs déterminants de la biodisponibilité.

L'eau est le principal véhicule de transfert des éléments contaminants dissous, présents à l'état de traces.

Références

Bélanger, J.R. 1988. « Prospecting in glaciated terrain: an approach based on geobotany, biogeochemistry, and remote sensing ». Geological Survey of Canada Bulletin, nº 387, 38 p.

Boyle, D.R. et M. Chagnon. 1995. « Fluoride toxicity from groundwaters in the Maria Area of the Maritime Carboniferous Basin, Gaspé Region, Quebec ». J. Environ. Geochem. Health 17: 5-12.

Chapman, P.M. et F. Wang. 2000. « Issues in ecological risk assessment of Inorganic metals and metalloids ». Human Ecol. Risk Assess. 6: 965-988.

DiLabio, R.N.W., B.W. Charbonneau, R.G. Garrett, I.M. Kettles, R.A. Klassen, M.B. McClenaghan, A. Plouffe et P.E. Rasmussen. 1999. « Potential natural geochemical hazards in Canada—symposium program and abstracts volume: 19th International Geochemical Exploration Symposium, Association of Exploration Geochemists ». Vancouver, p. 14-15.

Friske, P.W.B. et W.B. Coker. 1995. « The importance of geological controls on the natural distribution of mercury in lake and stream sediments across Canada ». Water Air Soil Pollut. 80: 1047-1051.

Garrett, R.G. et L.H. Thorleifson. 1999. « The provenance of Prairie tills and its importance in mineral exploration », dans « Advances in Saskatchewan Geology and Mineral Exploration, Saskatchewan Geological Society ». Regina, publié sous la direction de K.E. Ashton et C.T. Harper, Spec. Publ. 14, s.l., p. 155-162.

Garrett, R.G. 2000. « Natural sources of metals to the environment ». Human Ecol. Risk Assess. 6: 945-963.

Grasty, R.L., J.M. Carson, B.W. Charbonneau et P.B. Holman. 1984. « Natural background radiation in Canada ». Geological Survey of Canada Bulletin, nº 360, 39 p.

Jackson, S.A. 1992. « Estimating radon potential from an aerial radiometric survey ». Health Physics: Radiat. Protect. J. 62: 450-452.

Kettles, I.M. et W.W. Shilts. 1994. « Composition of glacial sediments in Canadian Shield terrane, southeastern Ontario and southwestern Quebec: Applications to acid rain research and mineral exploration ». Geological Survey of Canada Bulletin, nº 463, 58 p.

Klassen, R.A. 1998. « Geological factors affecting the distribution of trace metals in glacial sediments of central Newfoundland ». Environ. Geol. 33: 154-169.

Klassen, R.A., R.D. Knight et G. McMahon. 2001. « Mineralogical controls on metal speciation in soil profiles ». Document présenté lors de l'International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Guelph, Ontario.

Knight, R.D. et R.A. Klassen, compilateurs. 2001. « Environmental geochemistry and geochemical hazards », dans « A Synthesis of Geological Hazards in Canada », publié sous la direction de G.R. Brooks, Geological Survey of Canada Bulletin, p. 227-230.

Plouffe, A. 1998. « Detrital transport of metals by glaciers, an example from the Pinchi Mine site, central British Columbia ». Environ. Geol. 33: 183-196.

Rasmussen, P.E. 1996. « Trace metals in the environment: a geological perspective ». Geological Survey of Canada Bulletin, nº 429, 26 p.

Rasmussen, P.E., P.W.B. Friske, L.M. Azzaria et R.G. Garrett. 1997. « Mercury in the Canadian environment: current research challenges ». Geoscience Canada 25: 1-13.

Thornton, I. 1995. « Metals in the global environment: facts and misconceptions ». Ottawa (Canada), International Council on Metals and the Environment, 105 p.

15. EFFETS DES BARRAGES ET DÉRIVATIONS DE COURS D'EAU ET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE

T.D. Prowse,[1] J.M. Buttle,[2] P.J. Dillon,[2] M.C. English,[3] P. Marsh,[1] J.P. Smol[4] et F.J. Wrona[1]

[1]Environnement Canada, Institut national de recherche sur les eaux, Saskatoon (Saskatchewan)
[2]Université Trent, Peterborough (Ontario)
[3]Université Wilfrid Laurier, Waterloo (Ontario)
[4]Université Queen's, Kingston (Ontario)

État de la question

Ce rapport résume la question des principales interactions entre la quantité et la qualité des ressources en eau relativement aux deux principaux facteurs responsables de changements importants, observés ou prévisibles, au niveau du cycle hydrologique, c'est-à-dire les barrages et dérivations de cours d'eau et le changement climatique. Une bonne partie de nos connaissances concernant ces interactions proviennent de recherches sur les effets de ces facteurs, ainsi que d'études sur des processus à petite échelle, qui servent de base à la prévision des impacts du changement climatique. Toutefois, on note certaines analogies historiques (dans les données paléoclimatologiques et dans les changements interdécennaux récents) qui peuvent servir à mieux comprendre les changements futurs. Il existe d'autres facteurs de stress agissant sur le volume d'eau et la qualité de cette ressource; par exemple, l'aménagement du territoire peut avoir des effets similaires, mais leur étude comme facteurs distincts n'entre pas dans le cadre du présent document.

La plupart de nos connaissances sur les impacts des rapports entre les changements de la quantité et de la qualité des ressources en eau sont fondées sur des études des effets observés de plus de 600 barrages et 60 grandes dérivations de cours d'eau entre bassins, ce nombre plaçant le Canada au premier rang à ce chapitre (Day et Quinn, 1992). La plupart des barrages du Canada servent à stocker l'eau pendant les périodes de crue et à libérer de l'eau pour la production d'électricité en hiver, pendant les périodes de faible débit.

Ces changements des volumes d'eau influent également sur divers paramètres de la qualité de l'eau dans les bassins-réservoirs et en aval, et leurs effets diminuent en fonction de la distance. Les principaux changements touchent notamment la stratification thermique dans les réservoirs et les températures de l'eau en aval; l'eutrophisation; la promotion de conditions anoxiques dans les eaux hypolimnétiques, avec des changements connexes de la concentration des métaux dans les exutoires; la méthylation accrue du mercure; la rétention de sédiments, avec des changements connexes dans les teneurs en matières dissoutes, la turbidité et les éléments nutritifs dans les eaux des réservoirs et dans les eaux rejetées; une augmentation de l'érosion et du dépôt des sédiments et contaminants associés en aval. Dans le cas des bassins-réservoirs utilisés comme sources d'approvisionnement en eau potable, les processus internes de stockage ont également des effets considérables sur la qualité de l'eau.

Les dérivations de cours d'eau peuvent aussi produire d'importants changements dans la qualité de l'eau. Les plus marqués d'entre eux sont dus au mélange des eaux de bassins hydroécologiques très différents (p. ex., entre des bassins appartenant à des zones hydrologiques très différentes, ou entre des milieux d'eau douce et des milieux estuariens) et influent sur la chimie, la température et la composition des sédiments. De plus, des transferts de poissons, de parasites, et d'agents pathogènes peuvent accompagner ce mélange (Day et Quinn, 1992).

Les variations du climat peuvent également produire d'importants changements dans les volumes d'eau et, par conséquent, dans la qualité de l'eau (Schindler, 1997, 2001). Toutefois, les ensembles de données à long terme sur celle-ci sont rares; dans la section suivante, on examine les meilleurs exemples de tendances disponibles et présente des prévisions qui devraient correspondre aux effets du changement climatique.

Tendances

La plupart des changements touchant la qualité de l'eau qui sont provoqués par le changement climatique sont déclenchés par des altérations des conditions du profil de base des précipitations et de la température. Les conditions hydrologiques extrêmes qui en résultent, comme les sécheresses et les inondations, ont des conséquences particulièrement graves. En Amérique du Nord, les archives climatiques indiquent qu'il y a eu, au cours des 100 dernières années, une hausse de 0,7° C de la température annuelle moyenne de l'air et une augmentation des précipitations d'environ 70 mm. Les tendances notées sont hétérogènes, et on a observé les plus forts taux de réchauffement dans l'ouest et dans le nord du Canada, ainsi qu'une baisse des précipitations au milieu du continent (IPCC, 2001). Bien qu'on ne dispose pas d'archives comparables pour la qualité de l'eau à long terme, on peut utiliser des

méthodes par approximation (comme la paléolimnologie). Par exemple, les données paléolimnologiques des étangs de l'île Ellesmere indiquent qu'après plusieurs milliers d'années de stabilité relative, on a observé, au cours des 100 dernières années, des changements marqués et sans précédent, qui sont probablement liés au réchauffement et à la diminution de la période de la couverture de glace (Douglas et al., 1994). Selon les données approximatives obtenues par des sources historiques, les débâcles surviennent plus tôt et l'englacement des lacs et des cours d'eau, plus tard, dans l'hémisphère boréal depuis un siècle et demi, ce qui indique qu'il y a eu des changements dans le bilan thermique saisonnier des réseaux d'eau douce (Magnuson et al. , 2000). D'après les paléodonnées (p. ex., sur les diatomées) obtenues pour des régions semi-arides, on note des changements marqués dans les niveaux et la salinité des eaux des lacs en réponse aux sécheresses.

Le carbone organique dissous (COD) joue un rôle important dans de nombreux processus biogéochimiques régissant la qualité de l'eau (p. ex., les caractéristiques de liaison, de spéciation, de biodisponibilité et de transport des métaux, le recyclage des éléments nutritifs, l'effet tampon neutralisant l'acidité), ainsi que pour la profondeur de pénétration des rayonnements UV nocifs. Les apports, qui atteignent les lacs et les cours d'eau surtout par ruissellement, sont très sensibles aux rapports précipitation évaporation. Par exemple, les données recueillies pendant plusieurs décennies dans un bassin hydrographique boréal touché par des conditions de sécheresse (diminution des précipitations et accroissement de l'évapotranspiration) ont montré que les exportations de COD diminuaient d'environ 50 % (Schindler, 1997, 2001), bien qu'on soupçonne aussi d'autres facteurs climatiques (p. ex., le rayonnement et les précipitations) de jouer un rôle clé à ce chapitre. Dans ces mêmes régions, on a observé la présence d'eaux de ruissellement concentrées (contenant par exemple des concentrations accrues de sulfate, de calcium et d'éléments nutritifs). Des changements simultanés dans les taux des précipitations acides pourrait venir masquer la possibilité de tendances semblables dans l'est du Canada.

Au cours des années à venir, les changements les plus considérables au niveau des volumes d'eau seront attribuables au changement climatique (IPCC, 2001). Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat conclut que le climat au Canada deviendra de plus en plus chaud et humide et que la température moyenne en Amérique du Nord augmentera de 1 à 3 °C au cours du prochain siècle dans le cas de faibles émissions, et de 3,5 à 7,5 °C, dans le cas de fortes émissions. Un réchauffement encore plus rapide est prévu dans le territoire de l'Arctique, où l'on s'attend à une augmentation de 2,5 à 14 °C des températures hivernales d'ici 2080. De tels changements devraient également être accompagnés d'une augmentation de l'évapotranspiration et de la fréquence des phénomènes extrêmes (p. ex., les inondations et les sécheresses). De plus, des dégels au milieu de l'hiver diminueront l'intensité et l'ordre de grandeur de la crue du printemps. Bien que ces changements puissent s'étendre à toutes les régions, de nombreuses répercussions particulières touchant la quantité ou la qualité des ressources en eau peuvent jouer dans certaines régions.

On considère notamment les régions subarctiques et arctiques comme des indicateurs du changement climatique. Par exemple, ces régions connaîtront les plus fortes augmentations des températures annuelles moyennes, des hausses significatives des chutes de neige, des épisodes plus précoces de fonte de neige et de débâcle, des cas de fonte du pergélisol et une augmentation des perturbations géomorphologiques, surtout dans les régions riches en pergélisol, ainsi que des épisodes catastrophiques de drainage de lacs et d'assèchement de zones riveraines et de milieux humides. Les conséquences de ces phénomènes pour la qualité de l'eau sont notamment de plus fortes teneurs en sédiments en suspension, ainsi qu'en matières dissoutes et en éléments nutritifs.

Pour les Grands Lacs, une diminution des précipitations (moins l'évaporation) et une augmentation de la fréquence des événements extrêmes provoqueront un assèchement général et, par conséquent, une réduction du débit et du niveau annuels des lacs, accompagnée d'une fréquence accrue des inondations. Ces effets entraîneront de plus forts taux de lixiviation et d'érosion des sédiments, une augmentation du transport des polluants des terres, de l'oxydation des grandes réserves d'azote terrestre, ainsi que des taux élevés de transfert des nitrates vers les eaux souterraines et les eaux de surface. Les plus faibles exportations de COD dans les lacs et les changements dans la profondeur de la thermocline qui en résulteront auront des incidences sur les processus biogéochimiques et sur le biote des eaux froides.

La côte ouest connaîtra des événements de ruissellement extrêmes le printemps et l'été, qui entraîneront des taux élevés d'érosion. Plus à l'est dans les Rocheuses, on prévoit une augmentation des chutes de neige, mais, à cause des températures plus élevées, la limite des neiges devrait s'élever et il y aura en hiver plus d'épisodes de fonte et de pluie sur la neige. Ces événements devraient modifier le caractère saisonnier des écoulements d'eau alimentant les Prairies et on devrait noter des événements de ruissellement plus tôt, ainsi qu'une réduction possible de l'écoulement estival. Dans les deux régions alpines de l'Ouest, une réduction prévue de la couverture de neige augmentera la contribution de l'eau de fusion glaciaire au niveau de base d'été des rivières; par conséquent, on devrait noter une plus forte concentration des principaux cations et anions.

Les Prairies sont la région du Canada qui connaîtra les plus fortes sécheresses, surtout à cause d'une évapotranspiration fortement accrue, qui doit réduire l'écoulement des eaux et peut-être assécher des marécages et des milieux humides. Les réductions prévues des niveaux d'eau causeront également une salinisation significative des eaux, ainsi qu'une augmentation de la concentration d'autres constituants chimiques.

Dans l'est du Canada, le changement climatique entraînera la contamination des ressources côtières en eaux souterraines par l'intrusion d'eau salée à mesure que le niveau de la mer s'élèvera, ce qui causera des problèmes d'approvisionnement en eau potable à l'échelle locale. En outre, les diminutions significatives attendues de la couverture de neige devraient entraîner le triplement des concentrations de matières solubles dans les eaux de surface (Moore et al., 1997). De plus, l'augmentation de l'aridité entraînera la disparition de marais.

On prévoit aussi que le changement climatique aura des effets directs et indirects sur la qualité de l'eau potable. Ainsi, on appréhende que le fort ruissellement devrait augmenter le transfert

de la contamination des eaux de surface vers les eaux souterraines. De façon moins directe, des températures estivales plus élevées de l'eau et de plus longues périodes de stratification en conditions stables devraient promouvoir la prolifération de divers types de cyanobactéries et de chrysophytes qui peuvent avoir un effet sur le goût et l'odeur de l'eau, ainsi que sur la production de toxines pouvant avoir de graves répercussions sur la santé humaine. Ces proliférations d'algues peuvent aussi nuire à l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques par la destruction non sélective de poissons et d'invertébrés à cause de carences en oxygène et de problèmes de lésions ou de colmatage au niveau des branchies (Hallegraeff, 1993).

Problèmes naissants

On peut déceler l'apparition d'un certain nombre de problèmes clés rattachés aux liens qui existent entre le changement climatique, les dérivations de cours d'eau et les impacts sur la qualité de l'eau.

Bilan hydrique et qualité de l'eau

Les changements prévus dans le rapport précipitation/évaporation influeront sur les niveaux d'eau des étangs, des lacs et des milieux humides. Par exemple, dans les étangs et les fosses-réservoirs des prairies utilisés comme source d'eau potable, la baisse des niveaux d'eau contribuera à altérer les caractéristiques chimiques de cette eau, notamment à cause d'une plus grande salinisation, ce qui se traduira par une forte baisse de la disponibilité de l'eau potable en milieu rural (surtout dans les régions semi-arides). De plus, cette détérioration de la qualité de l'eau aura des effets indirects significatifs sur l'état de l'eau potable, par exemple de plus fortes concentrations de toxines et des problèmes de goût et d'odeur dus aux proliférations d'algues. Un autre problème très préoccupant lié aux variations des niveaux d'eau réside dans la capacité de rétention des bassins à résidus existants, qui ont été conçus en fonction des conditions climatiques actuelles. Si le volume des précipitations dépasse celui de l'évaporation au cours des années à venir, ces bassins déborderont plus souvent dans les réseaux locaux. De plus, la rétention de composés toxiques dans les écosystèmes du Nord pourrait être menacée par la diminution prévue de la couverture de pergélisol, qui forme actuellement une couche peu perméable bloquant les fuites vers les eaux souterraines.

Événements extrêmes et contamination de l'eau

L'augmentation prévue de la fréquence et de l'ampleur des événements extrêmes (épisodes de précipitations, de ruissellement et de fonte des neiges) devrait modifier les caractéristiques du stockage, du traitement et du transport des contaminants. Il est peu probable que les installations d'épuration des eaux usées les plus récentes pourront absorber le volume accru des eaux pluviales et des eaux usées, d'où une diminution de l'efficacité du traitement et le rejet, par les municipalités et les industries, d'effluents non traités dans le milieu récepteur. Par ailleurs, ces événements extrêmes favoriseront le transfert direct de contaminants des zones urbaines (comme des pesticides, des sels et des coliformes) dans les lacs et les cours d'eau, réduisant ainsi la qualité des eaux et leurs possibilités d'utilisation. De plus, les précipitations extrêmes et le ruissellement qui s'ensuit augmenteront l'exportation de nitrates et de déchets des terres agricoles, ainsi que le transfert des contaminants chimiques et bactériologiques vers les eaux de surface et les eaux souterraines. La capacité d'érosion des événements de ruissellement extrêmes pourrait réduire la stabilité des ouvrages de rétention en agrégats naturels situés près des cours d'eau (p. ex., dans les étangs de rétention des sables bitumineux) et même entraîner des rejets catastrophiques de contaminants stockés.

Cycle hydrologique et toxines

Les interactions entre les changements dans les régimes hydrologiques et les toxines seront complexes et étendues, mais elles varieront selon la région géographique. Par exemple, dans les régions à apports d'eau réduits (par le ruissellement ou par les précipitations), on s'attend à une diminution du transfert vers l'eau des pesticides provenant des terres polluées, alors que leur rétention dans les lacs et les bassins devrait augmenter à cause d'un plus long temps de séjour dans l'eau. Les augmentations prévues de la température faciliteront la décomposition des pesticides, des BPC et d'autres composés organiques semi-volatils, ce qui entraînera une nouvelle volatilisation de ces composés et du mercure. Ainsi, on devrait observer une réduction des concentrations de ces substances dans les réseaux aquatiques du Sud et leur transfert vers les régions froides, aux latitudes nordiques. Toutefois, le réchauffement des régions froides, qui réduira la couverture de glace d'eau douce et renforcera les processus de mélange, devrait convertir un grand nombre de lacs et d'étangs du Nord en puits de contaminants. De plus, les températures plus élevées de l'eau augmenteront l'absorption par la chaîne trophique et les transferts de contaminants. Ces prévisions sont notamment préoccupantes pour les collectivités autochtones, dont les activités traditionnelles reposent sur l'utilisation des ressources provenant des réseaux aquatiques.

Changement climatique et cycle biogéochimique

On s'attend à ce que le changement climatique ait des effets significatifs sur les processus biogéochimiques dans les écosystèmes, dont certains sont provoqués par des interactions avec des processus d'acidification et d'eutrophisation, ainsi qu'avec le cycle du COD. Dans le cas de l'acidification, des volumes réduits de précipitations et de ruissellement contribuent à la baisse des niveaux de la nappe phréatique dans les bassins hydrographiques, ainsi qu'au rétrécissement des milieux humides. Ces changements en entraînent d'autres dans les processus d'oxydo-réduction qui modifient substantiellement la chimie des cours d'eau et des lacs. De plus, pendant les périodes sèches, une réduction des approvisionnements en cations basiques provenant des eaux de surface et des eaux souterraines pourrait également contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau. Pour cette raison, la remise en état des lacs devrait être moins rapide que prévue après l'application de normes liées aux émissions de soufre. De même, des changements de la température de l'eau et du ruissellement pourraient influer sur l'état des éléments nutritifs dans les écosystèmes aquatiques. Les effets prévus comprendront notamment une altération des charges d'éléments nutritifs et de leur cycle, ainsi que de propriétés physiques comme la stratification thermique, qui règle la respiration et les taux d'oxygène dissous. Par ailleurs, ces changements dans le régime du COD peuvent grandement modifier la qualité physique et chimique des écosystèmes, notamment la profondeur de pénétration du rayonnement UV potentiellement nocif. Selon

des observations récentes, l'assèchement des bassins hydrographiques et le ruissellement réduit qui en découle entraînent une diminution du COD dans les lacs. D'après certaines études, le rayonnement UV incident pourrait limiter les teneurs en COD. En outre, selon une autre hypothèse, l'acidification des lacs peut modifier les concentrations de COD. Beaucoup d'autres effets synergiques ou antagonistes sont possibles, mais les mécanismes de ces changements sont mal compris. De plus, ces changements des taux de COD, accompagnés par des altérations des milieux hydrologiques et physiques provoquées par le climat, devraient également influencer le transport et la biodisponibilité de contaminants comme le mercure, le plomb, le cuivre et d'autres métaux.

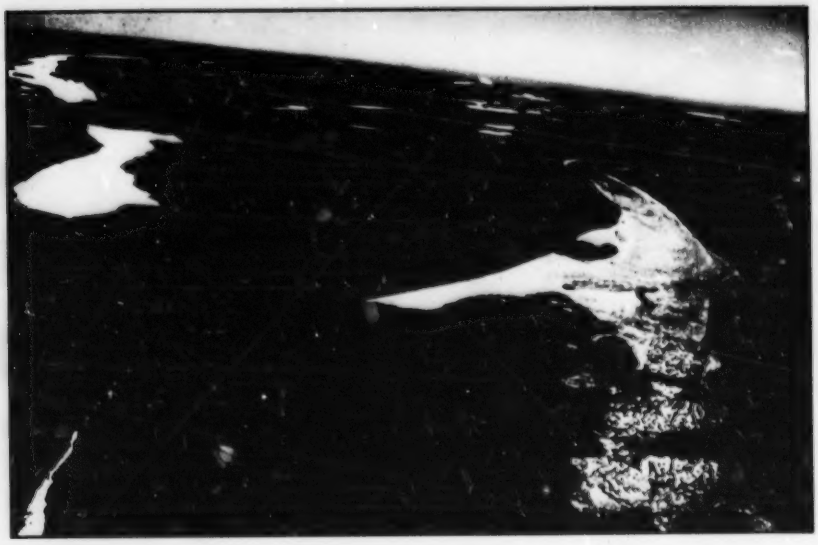
Changement climatique et altérations ou pertes d'habitat

Des changements dans le ruissellement local et les bilans hydriques modifieront en profondeur les types et la disponibilité des réseaux aquatiques. Par exemple, dans les régions semi-arides, des grands cours d'eau pourraient devenir intermittents ou disparaître. De même, comme cela s'est déjà produit par suite d'un léger réchauffement (inférieur à 1-2 °C) au cours de l'Holocène, de nombreux étangs et milieux humides disparaîtront complètement et des lacs deviendront de plus en plus déconnectés de leurs réseaux hydrographiques. D'importants changements connexes touchant la qualité et la productivité des eaux (c.-à-d. des altérations des taux de croissance, des cycles de vie et des périodes de génération du biote) accompagneront l'assèchement de ces réseaux, ce qui devrait avoir des effets significatifs sur ceux qui restent. Les régimes thermiques plus chauds créeront des conditions plus propices à l'invasion d'espèces d'eau tiède, ainsi que le remplacement d'espèces indigènes à cause de la compétition, et leur extinction éventuelle. En outre, le réchauffement entraînera une réduction de l'aire de distribution (en altitude et en latitude) de certaines espèces sténothermes d'eau froide (p. ex., l'augmentation des températures pourrait éliminer l'habitat de la truite mouchetée à la limite sud de son aire de distribution) (Lodge, 1993; Rahel et al., 1996). De plus, en raison de l'accroissement prévu de la demande d'eau et de l'utilisation de cette ressource, il faut effectuer plus de transferts entre bassins ou de dérivations de cours d'eau, ce qui renforcera encore davantage les altérations physiques de l'habitat des bassins donneurs et récepteurs. Celles-ci devraient se traduire par des altérations de la qualité de leur eau, ainsi que par l'introduction possible de biote étranger et de nouvelles maladies.

Besoins en matière de connaissances et de programmes

Afin de disposer des connaissances scientifiques requises pour faire face aux problèmes naissants énumérés ci-dessus, nous devons :

- améliorer les scénarios de prévisions climatiques, surtout en ce qui a trait à l'ampleur et aux variations régionales des précipitations;
- accroître nos connaissances sur le bilan hydrique dans les milieux altérés (fonte de la neige, de la glace et du pergélisol, altération de la capacité de stockage);
- améliorer notre aptitude à utiliser les données de MCG/MCR dans des modèles hydrologiques et écologiques;
- acquérir des connaissances précises sur les interactions entre les processus hydrologiques et les réponses biogéochimiques, notamment pour ce qui est des interactions avec le dépôt acide et les processus d'oxydo-réduction, le cycle de la COD, la pénétration des UV, le transport, la spéciation et la bioaccumulation des contaminants (p. ex., le mercure), ainsi qu'avec le cycle des éléments nutritifs;
- connaître les effets des changements de volume et de qualité des ressources en eau sur la structure et la fonction des écosystèmes (p. ex., pour prévoir les conditions entraînant les épisodes de prolifération d'algues);
- comprendre, à l'échelle des processus, les interactions entre les régimes hydrologiques changeants et la qualité de l'habitat aquatique (évolution des régimes d'éclairement, des régimes thermiques et des caractéristiques chimiques comme les teneurs en oxygène);
- acquérir les connaissances nécessaires pour être en mesure de prévoir l'influence des changements du système climatique sur le cycle hydrologique (p. ex., le moment, la durée et l'ampleur des événements extrêmes), afin de mieux comprendre les risques possibles qu'ils présentent pour le traitement, le transport et le stockage d'eau de mauvaise qualité; on ignore pendant combien de temps se produiront ces changements, et beaucoup de mécanismes et de conséquences n'ont pas été étudiés de façon adéquate;
- élaborer des études et des modèles intégrés, fondés sur les processus, pour l'évaluation et la prévision des modifications des processus hydrologiques et biogéochimiques causées par le changement climatique, en ce qui a trait aux problèmes cruciaux de qualité de l'eau (p. ex., l'acidification, l'eutrophisation et le transport et la biodisponibilité des contaminants);
- mettre en place ou améliorer des bassins pourvus d'instruments, dans des régions hydroclimatiques représentatives, surtout là où l'on prévoit que la qualité de l'eau sera modifiée de façon significative par le changement climatique (p. ex., dans les régions semi-arides, les régions indicatrices de l'Arctique, les bassins des Grands Lacs et du Saint-Laurent ainsi que les réseaux des deltas et des estuaires);
- mettre sur pied un réseau canadien de recherche en hydroécologie afin de coordonner et faciliter les recherches pluridisciplinaires pour l'évaluation des effets du changement climatique sur la qualité de l'eau, en ce qui a trait à l'eau potable, à l'intégrité des écosystèmes et à la gestion intégrée des ressources en eau des bassins;
- créer un réseau international de recherches circumpolaires comparatives servant d'indicateur, à l'échelle internationale, des impacts du changement climatique sur les ressources en eau (on prévoit des liens avec l'International Arctic Science Committee [IASC], le Réseau scientifique pour le Nord de l'UNESCO-PHB et l'UNESCO-PHI-VI);
- effectuer une évaluation des installations actuelles de traitement et de stockage d'eau en ce qui a trait à leur capacité d'adaptation aux changements hydrologiques futurs, compte tenu de l'augmentation de la fréquence et de l'ampleur des événements extrêmes.



Débâcle sur le Mackenzie et la rivière Liard : les sources historiques révèlent ces dernières années des dates plus précoces pour la débâcle et plus tardives pour le gel sur les lacs et les rivières.

Références

Day, J.C. et F. Quinn. 1992. « Water diversions and export: learning from the Canadian experience », s.l., University of Waterloo, 215 p., « Dept. of Geography Publ. Series », nº 36.

Douglas, M.S.U., J.P. Smol et W. Blake Jr. 1994. « Marked post-18th century environmental change in high Arctic ecosystems ». Science 266: 416-419.

Lodge, D.M. 1993. « Species invasions and deletions: community effects and responses to climate and habitat change », dans « Biotic Interactions and Global Change », publié sous la direction de P.M. Kareiva et al., Sunderland (Mass.), Sinauer Associates Inc., p. 367-387.

Hallegraeff, G.M. 1993. « A review of harmful algal blooms and their apparent global increase ». Phycologia 32: 79- 99.

IPCC. 2001. « Working Group 2 Third Assessment Report », Cambridge, Cambridge University Press. Sous presse.

Magnuson, J.J., D.M. Robinson, R.H. Wynne, B.J. Benson, D.M. Livingstone, T. Arai, R.A. Assel, R.D. Barry, V. Card, E. Kuusisto, N.G. Granin, T.D. Prowse, K.M. Stewart et V.S. Vuglinski. 2000. « Ice cover phenologies of lakes and rivers in the Northern Hemisphere and climate warming ». Science 289: 1743-1746.

Moore, M.V., M.L. Pace, J.R. Mather, P.S. Murdoch, R.W. Howarth, C.L. Folt, C.Y. Chen, H.F. Hemond, P.A. Flebbe et C.T. Driscoll. 1997. « Potential effects of climate change on freshwater ecosystems of the New England/Mid-Atlantic region ». Hydrolog. Process. 11: 925-947.

Rahel, F.J., K.J. Keleher et J.L. Anderson. 1996. « Potential habitat loss and population fragmentation for cold water fish in the North Platte River drainage of the Rocky Mountains: response to climate warming ». Limnol. Oceanogr. 41: 1116-1123.

Schindler, D.W. 1997. « Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America ». Hydrolog. Process. 11: 1043-1067.

Schindler, D.W. 2001. « The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium ». Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 18-29.